

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS SOCIAIS APLICADAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA
DOUTORADO EM ECONOMIA**

**ALOCAÇÃO ECONÔMICA ÓTIMA NA BACIA DO RIO
TAPACURÁ-PERNAMBUCO SOB DIFERENTES CENÁRIOS
CLIMÁTICOS**

CARLOS ALBERTO GOMES DE AMORIM FILHO

**RECIFE - PE
2013**

CARLOS ALBERTO GOMES DE AMORIM FILHO

**ALOCAÇÃO ECONÔMICA ÓTIMA NA BACIA DO RIO
TAPACURÁ-PERNAMBUCO SOB DIFERENTES CENÁRIOS
CLIMÁTICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de Pernambuco (PIMES-UFPE), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Economia.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes

**RECIFE - PE
2013**

Catálogo na Fonte
Bibliotecária Ângela de Fátima Correia Simões, CRB4-773

- A524a Amorim Filho, Carlos Alberto Gomes de
Alocação econômica ótima na Bacia do Rio Tapacurá – Pernambuco sob diferentes cenários climáticos / Carlos Alberto Gomes de Amorim Filho . - Recife : O Autor, 2013.
118 folhas : il. 30 cm.
- Orientador: Profª. Dra. Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes.
Tese (Doutorado em Economia) – Universidade Federal de Pernambuco, CCSA, 2013.
Inclui referências.
1. Modelo econômico-hidrológico. 2. Alocação de água. 3. Tapacurá.
I. Moraes, Márcia Maria Guedes Alcoforado de (Orientador). II.
Título.
- 330.1 CDD (22.ed.) UFPE (CSA 2014– 060)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS SOCIAIS APLICADAS
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PIMES/PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

PARECER DA COMISSÃO EXAMINADORA DE DEFESA DE TESE
DO DOUTORADO EM ECONOMIA DE:

CARLOS ALBERTO GOMES DE AMORIM FILHO

A Comissão Examinadora composta pelos professores abaixo, sob a presidência do primeiro, considera o candidato Carlos Alberto Gomes de Amorim Filho **APROVADO**.

Recife, 17/09/2013.

Prof^a. Dr^a. Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes
Orientadora

Prof. Dr. José Lamartine Távora Júnior
Examinador Interno

Prof. Dr. Francisco de Sousa Ramos
Examinador Interno

Prof^a. Dr^a. Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Examinador Externo/UFPE/Eng. Civil

Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques
Examinador Externo/CEFET-MG/Eng. Civil

*A meus pais, Carlos e Mônica,
pelos anos de investimento na
minha educação.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar, por me proporcionar saúde, serenidade e momentos de sabedoria para trilhar a trajetória da vida concretizando os meus objetivos e ideais.

A meus pais, Carlos e Mônica, que sempre me incentivaram a estudar e não pouparam esforços para me educar e apoiar.

A meus irmãos, Rodrigo e Julianne, pela paciência e amizade.

À Lidia, companheira de todas as horas.

À professora Márcia M^a. G. Alcoforado de Moraes pela dedicação, presteza e paciência, dispensadas não só durante a orientação deste trabalho, como ao longo do curso e pelo exemplo de dedicação ao trabalho e preocupação com a formação de seus alunos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Economia (PIMES) da UFPE com os quais tive a oportunidade e o prazer de aprender, especialmente a Yony Sampaio, Francisco Ramos e Lamartine Távora pelas valiosas sugestões na elaboração desta tese.

Aos professores que compõem a banca examinadora desta tese, pela disponibilidade e contribuições futuras para a melhoria deste trabalho.

Aos funcionários da secretaria do PIMES.

Aos amigos do doutorado pela amizade, pela companhia, pelas brincadeiras, e pelas valiosas contribuições.

Às pessoas que contribuíram e me auxiliaram na coleta dos dados da pesquisa, em especial, a Renata Pinheiro e Mauro Marinho da Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac), a Edmilson Martins da Compesa, a Juliana Calado da Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e a Manassés Rocha e Alzenir Luz.

A todos aqueles, aqui não citados, que de alguma forma contribuíram para a obtenção de informações e a realização desta tese, o meu muito obrigado.

RESUMO

O crescimento econômico desordenado e as persistentes agressões ambientais, juntamente com a ausência de ações eficazes de gerenciamento e preservação dos recursos hídricos, vêm limitando a disponibilidade dos mesmos. Isto restringe o atendimento aos usos e exacerba os conflitos entre os usuários de água. É nesse contexto que se encontra a bacia hidrográfica do rio Tapacurá, cujo reservatório é responsável pelo abastecimento público de cerca de 1,5 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Recife e, apesar de sua grande importância, o mesmo tem sofrido com problemas de poluição e de disponibilidade hídrica. Neste estudo foi desenvolvido um modelo hidro-econômico para a bacia do rio Tapacurá capaz de determinar uma alocação econômica ótima de água para os seus usuários. O modelo incorpora oferta de água que simula condições climáticas atuais e futuras, e as demandas presentes. Busca-se dessa forma contribuir para o melhor planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos desta região, de modo a minimizar os potenciais conflitos pela água que ali possam eventualmente ocorrer e possibilitar seu desenvolvimento sustentável. Os resultados mostraram que, utilizando dados de um ano hidrológico médio para um cenário com as condições climáticas atuais, as restrições de quantidade de água não comprometeram o atendimento das demandas requeridas pelos usuários. No entanto, ao serem consideradas também as restrições de qualidade da água, houve uma redução na quantidade total da água alocada aos usuários, o que resulta em uma diminuição do benefício econômico para esses usuários. Apesar do modelo ter sido desenvolvido inicialmente para ser aplicado num horizonte de tempo de um ano com passos mensais, o mesmo foi estendido e aplicado para um período de 3 anos, possibilitando uma gestão da água interanual. Além das simulações para um cenário atual, o modelo foi executado para cenários futuros, considerando mudanças climáticas. Nesse caso, o modelo foi aplicado em duas situações: utilizando dados de um ano representativo do período de 2010 a 2039, em que foi considerado uma diminuição das vazões de 4,98% em relação a um ano médio do cenário atual, e do período de 2040 a 2069, em que a redução considerada foi de 14,28%. Para o primeiro período (2010-2039), as restrições de quantidade não comprometeram o atendimento das demandas requeridas pelos usuários. Entretanto, ao ser executado o modelo com as restrições de qualidade, tem-se uma redução nos benefícios dos usuários. Já para o período de 2040 a 2069, o atendimento às restrições de disponibilidade hídrica resultam em uma pequena redução dos benefícios líquidos dos usuários, contudo, ao serem adicionadas as restrições de qualidade essa redução passa a ser maior do que a do período de 2010 a 2039.

Palavras-chaves: modelo econômico-hidrológico, alocação de água, Tapacurá.

ABSTRACT

The disordered economic growth and persistent environmental damages, along with the absence, in general, of efficient management actions and preservation of water resources have been limiting their availability. This limits the attendance to use and inflame conflicts between water users. In this scenario is placed the Tapacurá river basin, whose reservoir is responsible for the public water supply of about 1.5 million inhabitants in the Recife Metropolitan Area and, despite its importance, it has suffered from pollution problems and lack of availability. This study developed a hydro-economic model to Tapacurá river basin able to determine an optimum economic water allocation for users. The model incorporates water supply that simulates current and future weather conditions, and the present demands. The aim is in this way contribute to better planning and management of water resources in this region, so as to minimize potential conflicts over water that there may possibly occur and enable sustainable development. The results showed that, using data from an average year for a scenario with current weather conditions, quantity constraint do not compromised to meet the demands required by users. However, by considering also the constraints of quality, there was a reduction in the total amount of water allocated, resulting in a decrease in the users' economic benefit. Although the model was initially developed to be applied to the period of one year with monthly steps, it was extended and applied to periods of 3 years enabling water management inter-annual. After the simulations for the current scenario, the model was run for future scenarios, considering climate change. In this case, the model was applied in two situations: using data from a representative year of the period from 2010 to 2039, in which was considered a reduction in flows of 4.98% compared to an average year of the current scenario, and the period 2040-2069, considered that the reduction was 14.28%. For the first period (2010-2039), attending to quantity constraints do not compromised to meet the demands required by users. However, when running the model with the constraints of quality, there was a reduction in the users' benefits. As for the period 2040-2069, the attendance restrictions on water availability result in a small reduction on users net benefits, however, when included the quality constraints, such reduction becomes greater than the period 2010-2039.

Keywords: hydrologic-economic model, water allocation, Tapacurá.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Bacia do rio Tapacurá a montante do seu reservatório.....	6
Figura 3.1 - Sistema Nacional e Estadual de gerenciamento dos recursos hídricos.....	14
Figura 5.1 - Esquema utilizado no modelo de simulação e otimização.....	28
Figura 5.2: Uso e Ocupação do solo da bacia do rio Tapacurá.	31
Figura 5.3 - Vazões líquidas resultantes.....	36
Figura 5.4 – Estimação: Coeficiente de sedimentação do TM1 X Vazões específicas.....	44
Figura 5.5 – Validação: Coeficiente de sedimentação do TM1 X Vazões específicas.....	46
Figura 5.6 – Validação: Concentrações observadas X Concentrações estimadas.....	47
Figura 5.7: Validação – Volume observado X Volume estimado.....	47
Figura 6.1 - Função demanda teórica com elasticidade constante.....	64
Figura 6.2 - Representação da função exponencial deslocada.....	65
Figura 6.3 - Ponto de Operação.....	66
Figura 6.4 - Função de demanda inversa por água da COMPESA.....	69
Figura 6.5 - Função benefício bruto da COMPESA.....	69
Figura 6.6 - Função de demanda inversa por água dos Irrigantes do riacho Natuba para meses chuvosos.....	72
Figura 6.7 - Função benefício bruto dos Irrigantes do riacho Natuba para meses chuvosos.....	73
Figura 6.8 - Função de demanda inversa por água dos Irrigantes do riacho Natuba para meses secos.....	73
Figura 6.9 - Função benefício bruto dos Irrigantes do riacho Natuba para meses secos.....	74
Figura 6.10 - Função de demanda inversa por água da Pitú.....	76
Figura 6.11 - Função benefício bruto da Pitú.....	76
Figura 7.1 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação às concentrações de fósforo do reservatório.....	82

Figura 7.2 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação ao volume do reservatório.....	82
Figura 7.3 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação da Pitú.....	83
Figura 7.4 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação para os irrigantes do riacho Natuba.....	83
Figura 7.5 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação para a Compesa.....	84
Figura 7.6 - Benefícios líquidos obtidos com e sem restrição de demanda ecológica.....	88
Figura 7.7 - Redução do benefício líquido devido restrições de quantidade e qualidade para um ano crítico.....	91
Figura 7.8 - Benefícios líquidos obtidos pelo modelo completo para os anos médio e crítico. ..	91
Figura 7.9 - Alocações para a Pitú para um período de 2 anos.....	93
Figura 7.10 - Alocações para os irrigantes do riacho Natuba para um período de 2 anos.....	93
Figura 7.11 - Alocações para a Compesa para um período de 2 anos.....	94
Figura 7.12 - Volume do reservatório para o período de 2 anos após as alocações.....	95
Figura 7.13 - Volume do reservatório para o período de 3 anos após as alocações determinadas pelo Sub-modelo1.....	96
Figura 7.14 - Volume do reservatório para o período de 3 anos após as alocações determinadas pelo modelo completo.....	97
Figura 7.15 - Custo para melhorar a qualidade da água para os cenários atual e futuro (2010-2039).....	102
Figura 7.16 - Volume do reservatório nos cenários atual e futuro (2010-2039).....	103
Figura 7.17 - Alocações Pitú para o cenário atual e os cenários futuros.....	105
Figura 7.18 - Alocações Irrigantes para o cenário atual e os cenários futuros.....	105
Figura 7.19 - Alocações Compesa para o cenário atual e os cenários futuros.....	106
Figura 7.20 - Benefícios líquidos anuais dos usuários para o cenário atual e os cenários futuros.....	106
Figura 7.21 - Custos anuais imputado aos usuários, para a melhora da qualidade da água do reservatório, no cenário atual e nos cenários futuros.....	107

Figura 7.22 – Valor econômico da água para os usuários no cenário atual.....	108
Figura 7.23 – Valor econômico da água para os usuários no cenário futuro (2010-2039).....	108
Figura 7.24 – Valor econômico da água para os usuários no cenário futuro (2040-2069).....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Resultados estatístico do monitoramento do reservatório Tapacurá.	11
Tabela 5.1 - Associação entre os trechos do modelo e os AP's.....	30
Tabela 5.2 – Vazões específicas dos períodos modelados.....	32
Tabela 5.3 – Captações dos usuários modelados.....	33
Tabela 5.4 - Contribuições unitárias de fósforo típicas.	35
Tabela 5.5 – Taxas de perda do reservatório para cada mês do ano.....	41
Tabela 5.6 – Tamanhos dos trechos modelados.	43
Tabela 6.1 – Nível trófico reservatórios - Equivalência do IET com fósforo total.	62
Tabela 6.2 - Dados Compesa.....	67
Tabela 6.3 - Tarifas e distribuição da água - COMPESA.....	67
Tabela 6.4 -Estimativas dos valores de C_2 e P_1 para a Compesa.	68
Tabela 6.5 - Dados dos irrigantes do riacho Natuba.....	70
Tabela 6.6 - Produção dos irrigantes do riacho Natuba.	71
Tabela 6.7 - Estimativas dos valores de C_2 e P_1 para os irrigantes do riacho Natuba.	71
Tabela 6.8 - Dados Pitú.	75
Tabela 6.9 - Dados de produção de aguardente - Pitú.	75
Tabela 6.10 - Estimativas dos valores de C_2 e P_1 para a Pitú.	75
Tabela 7.1 – Vazões representativas de um ano médio no cenário atual.....	78
Tabela 7.2 – Resultados do modelo completo para o cenário atual, considerando um ano médio.	80
Tabela 7.3 – Redução do benefício líquido dos usuários para o cenário atual, considerando um ano médio.	84
Tabela 7.4 – Alocações para os usuários obtidas do modelo completo considerando limite mínimo para a demanda ecológica.	88
Tabela 7.5 – Vazões representativas de um ano crítico no cenário atual.	89

Tabela 7.6 – Alocações para os usuários obtidas para um ano crítico.....	90
Tabela 7.7 – Alocações para os usuários obtidas do sub-modelo1 considerando um período de 2 anos.....	94
Tabela 7.8 – Redução do benefício líquido dos usuários obtidos do sub-modelo1 considerando um período de 2 anos.....	95
Tabela 7.9 – Alocações para os usuários obtidas do sub-modelo1 considerando um período de 3 anos.....	96
Tabela 7.10 – Alocações para os usuários obtidas do modelo completo considerando um período de 3 anos.....	98
Tabela 7.11 – Redução do benefício líquido dos usuários obtidos do modelo completo considerando um período de 3 anos.....	98
Tabela 7.12 – Estatísticas dos modelos executados no cenário atual.....	99
Tabela 7.13 – Vazões representativas de um ano médio no cenário futuro (2010-2039).....	100
Tabela 7.14 – Redução do benefício líquido dos usuários para um cenário futuro (2010-2039).....	101
Tabela 7.15 – Vazões representativas de um ano médio no cenário futuro (2040-2069).....	103
Tabela 7.16 – Alocações do sub-modelo1 e do modelo completo para o cenário futuro (2040-2069).....	104

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Problemática e Justificativa.....	1
1.2. Objetivos.....	3
1.2.1. Objetivo geral.....	3
1.2.2. Objetivos específicos.....	4
1.3. Estrutura.....	4
2. BACIA DO RIO TAPACURÁ.....	6
2.1. Caracterização da bacia.....	6
2.2. Qualidade da água do reservatório.....	8
3. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E A QUESTÃO DA ALOCAÇÃO DA ÁGUA..	12
3.1. Análise legal e institucional dos recursos hídricos.....	12
3.2. Gerenciamento integrado dos recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica.....	14
3.3. Gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Capibaribe.....	16
3.4. Alocação da água.....	18
4. MODELOS PARA APOIO A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	21
4.1. Modelos de simulação X Modelos de otimização.....	21
4.2. Modelos de alocação de água baseados em critérios econômicos (economically-driven models).....	22
5. MODELO DE SIMULAÇÃO DESENVOLVIDO PARA A BACIA DO TAPACURÁ...	27
5.1. Definição dos trechos, lançamentos e captações.....	29
5.2. Vazões dos lançamentos e captações.....	31
5.3. Concentrações de fósforo nos lançamentos e captações.....	34
5.4. Dinâmica do Modelo de Simulação.....	35
5.4.1. Dinâmica ao longo do rio.....	35

5.4.2. Dinâmica no reservatório.....	37
5.5. Estimativa dos parâmetros	40
5.5.1. Parâmetro de quantidade.....	40
5.5.2. Parâmetro de qualidade	42
5.6. Validação dos parâmetros	45
6. MODELO DE OTIMIZAÇÃO.....	49
6.1. Descrição Geral.....	49
6.2. A Modelagem.....	54
6.3. Equações do Modelo.....	58
6.3.1. Restrições de disponibilidade hídrica	59
6.3.2. Restrições de qualidade da água	61
6.3.3. Equações de simulação.....	63
6.4. Função Benefício.....	63
6.4.1. Metodologia.....	63
6.4.2. Estimativas das Funções Benefício	66
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	78
7.1 Cenário Atual	78
7.1.1. Ano médio	78
7.1.2. Ano crítico	89
7.1.3. Períodos superiores a um ano	92
7.2. Cenário Futuro.....	99
7.2.1. Ano médio representativo para o período de 2010-2039.....	100
7.2.2. Ano médio representativo para o período de 2040-2069.....	103
8. CONCLUSÕES	110
9. REFERÊNCIAS	113

1. INTRODUÇÃO

1.1. Problemática e Justificativa

O Brasil possui uma das maiores reservas de água do planeta, mas ainda assim nem todos os brasileiros têm acesso à água em quantidade e com a qualidade suficiente. As águas das bacias hidrográficas devem atender as demandas de diversos usos, entre eles: abastecimento humano, industrial, conservação do ecossistema, criação de animais, diluição de águas residuais, calado para navegação, irrigação de áreas agrícolas, aqüicultura, produção de energia através de hidrelétricas, recreação e turismo. O problema é que essa tarefa tem se tornado cada vez mais difícil, com o crescimento econômico desordenado e a ocupação não apropriada do solo, aliado ao uso ineficiente dos recursos hídricos.

Por exemplo, o contínuo e acentuado crescimento populacional provoca um aumento na demanda de água para abastecimento, ao mesmo tempo em que se intensificam os despejos de esgotos urbanos e industriais em rios e lagos. No meio rural, o desenvolvimento das atividades agropecuárias também causa a degradação dos recursos hídricos, quer seja pelo desmatamento, pelo uso inadequado da água na irrigação, quer pelo carreamento, por meio da erosão, de agrotóxicos e de fertilizantes até os corpos d'água. Tais formas de poluição pontuais e difusas acarretam a degradação de ecossistemas, além de causar prejuízos à qualidade das águas e ao abastecimento público.

Assim, a explosão demográfica e as persistentes agressões ambientais, juntamente com a ausência, de modo geral, de ações eficientes de gerenciamento e preservação dos recursos hídricos, limitam sua aptidão e disponibilidade para o atendimento à diversidade de usos, o que exacerba os conflitos entre os usuários de água. Para se ter uma ideia desse problema, no encerramento de uma conferência internacional sobre a passagem do Dia Mundial da Água, realizada pela Organização das Nações Unidas (ONU), em 22 de março de 2001, em Paris, o presidente francês Jacques Chirac chamou atenção para o fato de que “em dezenas de nações da África, do Oriente Médio e da Ásia Central, a água potável tornou-se uma riqueza mais cobiçada que o petróleo, a tal ponto que conflitos pela água colocam, e não é de hoje, mais de 60 países literalmente em pé de guerra”.

Para reverter esta situação, é preciso adotar um modelo de gestão de recursos hídricos que promova um desenvolvimento sustentável, aliando o crescimento econômico à preservação ambiental. No Brasil, um passo foi dado neste sentido com a aprovação da Lei Federal nº 9.433, em 1997, conhecida, também, como Lei das Águas, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, segundo a qual os recursos hídricos são bens de domínio público escassos, cuja gestão deve ser conduzida de forma integrada, participativa e articulada entre os diversos órgãos gestores e setores usuários, para que sejam asseguradas condições quantitativas e qualitativas adequadas de fornecimento de água para as atuais e futuras gerações. Para tanto, são disponibilizados instrumentos de gestão como o plano de recursos hídricos, o enquadramento de corpos d'água, o sistema de informações sobre recursos hídricos, a outorga e a cobrança pelo uso da água.

Esse marco regulatório estabelece os principais fundamentos para a gestão de recursos hídricos no país, dentre os quais, destacam-se as seguintes assertivas: (i) a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico e (ii) a gestão de recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

Neste sentido, a adoção de princípios e instrumentos econômicos torna-se essencial à gestão da água, tendo como objetivo induzir os agentes econômicos ao abatimento de descarga de efluentes e ao uso mais moderado e consciente dos recursos naturais. É possível induzir os agentes (consumidores, indústrias, agricultores, etc.) a moderar o uso do recurso – tanto no lado da retirada de água como no lado do despejo de efluentes - e assim respeitar o padrão de qualidade ou encaminhar-se para sua consecução. Os principais instrumentos regulatórios e econômicos que vêm sendo utilizados para a gestão integrada de recursos hídricos são: o estabelecimento de direitos de utilização (outorga dos direitos de uso) e a cobrança de um preço pelo uso do recurso (a cobrança pelo uso da água). Para subsidiar as decisões das autoridades competentes, no estabelecimento de níveis de cobrança e/ou na definição de outorgas de direitos de uso é útil identificar uma alocação de água entre os usos que proporcione o máximo de benefício econômico e social.

É com esse enfoque que se propõe, neste trabalho, o desenvolvimento e uso de um modelo econômico-hidrológico integrado capaz de determinar uma alocação econômica ótima de água para os usuários da bacia do rio Tapacurá, principal tributário do rio Capibaribe, importante bacia do estado de Pernambuco no Brasil. Essa alocação é

aquela que maximiza os benefícios econômicos obtidos com a utilização da água, de todos os usuários da bacia. Desta forma contribui-se no apoio a decisões de políticas públicas e pode-se revelar oportunidades que levem a um melhor gerenciamento dos recursos hídricos desta região.

Localiza-se na bacia hidrográfica do rio Tapacurá o reservatório de mesmo nome responsável pelo abastecimento público de parte da RMR, atendendo a cerca de 1,5 milhões de habitantes. Apesar de sua grande importância para a Região Metropolitana do Recife (RMR), o mesmo tem sofrido com problemas de poluição e de disponibilidade hídrica. Podem-se considerar como responsáveis por esta situação, em grande parte, as atividades humanas exercidas à montante do reservatório. A substituição da cobertura florestal originalmente predominante, o crescimento urbano das cidades de Vitória de Santo Antão e Pombos, os despejos de pequenas indústrias como matadouros e casas de farinha, e as atividades agrícolas com uso de fertilizantes químicos e agrotóxicos, estabelecem as condições para o surgimento dos problemas de disponibilidade e de qualidade da água que chegam ao reservatório do Tapacurá.

Assim, as atividades humanas, rurais e urbanas, que se estabelecem a montante do reservatório, têm o potencial de comprometer o abastecimento público metropolitano, contribuindo para o surgimento de conflitos pelo uso da água. Segundo o Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Capibaribe (2010) já existem registros de conflitos pelo uso da água no município de Vitória de Santo Antão, situado na bacia do Tapacurá, em épocas de escassez, quando as captações dos irrigantes do riacho Natuba, importante afluente do rio Tapacurá, interferem na captação situada à jusante para o abastecimento público pela Compesa.

Sendo assim, diante da importância do reservatório e do que a bacia hidrográfica representa, julga-se válido o desenvolvimento de estudos que possam direcionar e subsidiar a adoção de políticas públicas que contribuam para a gestão eficaz dos recursos hídricos nesta região.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo geral

Este estudo tem como principal objetivo identificar a alocação econômica ótima da água para os usuários da bacia do rio Tapacurá, diante de restrições de

disponibilidade e de qualidade da água, bem como algumas institucionais (demanda ecológica).

1.2.2. Objetivos específicos

1. Identificar os principais usuários, fontes poluidoras e os pontos de monitoramento de quantidade e qualidade de água na bacia do rio Tapacurá.
2. Calibrar e validar um modelo de simulação de forma a incorporar às condições reais da bacia, ou seja, aportes, retiradas, contaminações, parâmetros de quantidade e qualidade da água.
3. Estimar funções que mensurem os benefícios econômicos obtidos pelos usuários com a utilização da água, através da determinação das curvas de demanda dos usuários em função da quantidade de água requerida, custos de obtenção médios e elasticidade do uso.
4. Desenvolver um modelo econômico-hidrológico integrado, usando a plataforma de modelagem GAMS (General Algebraic Modeling System).

1.3. Estrutura

Além desta introdução, o presente trabalho está dividido em mais sete capítulos.

O capítulo 2 faz uma breve caracterização da Bacia do rio Tapacurá, área em que é realizado o estudo.

No capítulo 3 é feita uma revisão sobre a gestão dos recursos hídricos, destacando as questões legais e institucionais, e as ações realizadas na Bacia do rio Capibaribe, onde está inserida a sub-bacia do rio Tapacurá.

Em seguida, no capítulo 4, são apresentados alguns modelos para apoio à gestão de recursos hídricos, enfatizando os modelos de alocação de água direcionados por critérios econômicos.

O capítulo 5 descreve o modelo de simulação calibrado e validado neste trabalho para estimar parâmetros utilizados no modelo de otimização. Nele, ainda, são apresentados os resultados das estimações e as validações realizadas.

No capítulo seguinte é feita uma descrição geral do modelo de otimização destacando as suas principais equações. Além disso, também são apresentadas as

funções benefício dos usuários, que fazem parte da função objetivo do modelo de otimização, assim como a metodologia utilizada para estimar tais funções.

No capítulo 7 é realizada a análise e discussão dos resultados obtidos pela aplicação do modelo econômico-hidrológico integrado, nos diferentes cenários hidrológicos e climáticos.

No último capítulo, referente às considerações finais, é feito um breve resumo do que foi apresentado nos capítulos anteriores, ressaltando as contribuições do estudo e sugestões para continuidade da pesquisa.

2. BACIA DO RIO TAPACURÁ

2.1. Caracterização da bacia

O rio Tapacurá tem 72,6 km de comprimento e é o principal afluente do rio Capibaribe. Possui doze afluentes, dentre os principais o Itapessirica, Água Azul, Natuba, Pacas, Gameleira e Várzea do Una. Sua bacia abrange seis municípios, sendo os mais representativos Vitória de Santo Antão, Pombos e São Lourenço da Mata que ocupam, respectivamente, 38,6%, 31,2% e 19,8% de sua área de drenagem. Os outros municípios são Gravatá, Moreno e Chã Grande, apenas Vitória de Santo Antão e Pombos possuem a sede no interior da bacia (Figura 2.1). A população residente nos seis municípios é de 402.473 habitantes, o que corresponde a 4,57% da população do Estado (IBGE, Censo Demográfico 2010).



Figura 2.1 - Bacia do rio Tapacurá a montante do seu reservatório.

A barragem do Tapacurá, construída no rio de mesmo nome, inaugurada em 1974, está localizada no município de São Lourenço da Mata a 30 Km do Recife, foi instalada com a finalidade de contenção das enchentes e de abastecimento público de parte da Região Metropolitana do Recife (RMR). Atualmente, sua utilização privilegia o abastecimento público em detrimento a função de controle de enchentes devido à necessidade de acumulação máxima de água para atender a cerca de 1,5 milhões de habitantes.

Uma caracterização abrangente da bacia foi elaborada por Braga *et al* (2010). O clima é quente e úmido, com período chuvoso de março a julho, ocasião em que ocorrem as maiores vazões na calha principal do rio e é o período em que o reservatório atinge seus níveis mais elevados, e com o período mais seco de outubro a dezembro, nos anos considerados normais. Com relação ao uso e ocupação do solo, observa-se que os três usos predominantes são policultura (34,8%), pecuária (30,2%) e cana-de-açúcar (12,4%). A Mata Atlântica ocupa apenas 3,0% da bacia. O policultivo é de produtos destinados ao auto consumo e a comercialização, nesse último caso, a produção, através de irrigação, predominante é de abacaxi e de hortaliças. A região de Vitória de Santo Antão é a maior produtora de hortaliças folhosas do estado de Pernambuco, sendo responsável por cerca de 80% do cultivo da alface, coentro e cebolinha consumidos no Estado. O chamado cinturão verde das folhosas do Norte/Nordeste compreende cerca de 300 hectares dos vales de Mocotó, Natuba, Figueira, Pacas, Oiteiro e Gameleira. A cana de açúcar apesar de ter dominado, historicamente, a atividade econômica local, tem cedido espaço para a pecuária extensiva. Esta, embora se caracterize como uma atividade de baixo controle, degradadora do solo e inibidora de uso conservacionista dos recursos naturais, tem sido a opção de grandes proprietários, quando as terras não são convertidas em assentamentos rurais.

Ainda de acordo com Braga *et al.* (2010), na bacia do rio Tapacurá ocorrem três atividades potencialmente poluidoras: doméstica, industrial e agropastoril. Juntas, são responsáveis pelo quadro crítico de poluição hídrica no rio e em alguns dos seus afluentes, além de contribuir para a deterioração da qualidade da água no reservatório, provocando a eutrofização do mesmo e o crescimento excessivo de cianobactérias, tendo como consequência, uma majoração considerável dos custos de tratamento da água para que esta possa ser utilizada no abastecimento público. As principais fontes poluidoras decorrentes dessas atividades, particularmente aquelas situadas à montante do reservatório do Tapacurá, são: esgoto doméstico, matadouro, casas de farinha, agrotóxicos e resíduos sólidos.

Na região urbana de Pombos e de Vitória de Santo Antão encontram-se fontes pontuais de poluição intensa: esgotos insuficientemente tratados são lançados no rio Tapacurá; a manipueira, que contém matéria orgânica biodegradável e ácido cianídrico, gerada no processo de produção da farinha de mandioca também é jogada diretamente no rio e seus afluentes; e, os resíduos gerados pelo matadouro de Pombos dispostos ao

longo do terreno próximo as margens dos cursos d'água. Outra grande parte da carga poluidora presente no rio é oriunda da poluição difusa, principalmente devido ao lixo despejado pela população em terrenos baldios, nas margens dos cursos d'água e o uso de agrotóxicos no cultivo das hortaliças de maneira indiscriminada e excessiva.

Gunkel *et al.* (2003) ressaltam que a poluição no rio Tapacurá se dá por descargas na bacia hidrográfica, especialmente pelos esgotos orgânicos domésticos e das indústrias, além dos cianidos, contidos na manipueira. Os autores destacam que, embora a capacidade de auto-depuração seja naturalmente alta, devido à temperatura em torno de 30 °C, a baixa vazão do rio no período de estiagem provoca uma limitação considerável da capacidade auto-depuradora.

Com relação ao aspecto quantitativo, Braga *et al.* (2010) afirmam que a vazão de um rio resulta da interação de todos os componentes do ciclo hidrológico e das ações antrópicas na bacia. O rio Tapacurá, apesar de não ser muito extenso, apresenta grande variabilidade de condições climáticas e está submetido a impactos antrópicos da urbanização e da ampliação de atividades agrícolas, o que acarreta grande variabilidade de vazões.

Ainda segundo os autores, apesar da bacia hidrográfica do Tapacurá não ser muito longa, a amplitude da variação espacial da precipitação pluviométrica anual é grande, variando de 800mm, nas nascentes a oeste, até 1.800mm, na foz. Além da variabilidade espacial, existe uma variação significativa das precipitações de um ano para outro, o que obviamente se reflete nas vazões. Existem anos secos em que a precipitação é cerca de um terço daquela que ocorre nos anos mais chuvosos. Por exemplo, na década de 1990, os anos de 1993 e 1998 foram extremamente secos e as vazões afluentes ao reservatório de Tapacurá foram baixíssimas, havendo inclusive, colapso no abastecimento público em Recife, nestes dois anos.

2.2. Qualidade da água do reservatório

Conforme mencionado na seção anterior, diversas são as agressões sofridas pelo rio Tapacurá. As fontes poluidoras existentes na bacia de drenagem, dentre elas, esgoto doméstico, matadouro, casas de farinha, lixo doméstico e agrotóxicos, influenciam fortemente a qualidade da água no reservatório.

Gunkel et al. (2003) consideram como principais problemas relacionados à deterioração da qualidade da água no reservatório de Tapacurá, o alto nível trófico, o crescimento excessivo de cianobactérias. As conclusões foram tiradas a partir da análise de dados do monitoramento da COMPESA e de amostragens de água, sedimentos e plâncton em cinco pontos do reservatório, nos anos 2002 (março, abril, dezembro) e 2003 (janeiro, fevereiro).

Ambientes que recebem grande quantidade de nutrientes, seja através de esgotos domésticos, industriais ou de fertilizantes agrícolas, tornam-se eutrofizados, favorecendo o crescimento acelerado de algas em geral e, especialmente, de cianobactérias (Souza, 2006). Segundo Thomann e Mueller (1987), o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas é o sintoma mais evidente de eutrofização em lagos e represas, e vem causando interferências sobre os usos múltiplos, especialmente em áreas agrícolas e próximas aos centros urbanos.

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água é a capacidade desses microorganismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas), que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação é oral, pelo consumo da água sem um tratamento adequado para remoção dessas toxinas (FUNASA, 2003).

Ainda considerando os efeitos indesejáveis da eutrofização pode-se citar (Von Sperling, 1996):

- Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de: remoção da própria alga, remoção de cor, remoção de sabor e odor, maior consumo de produtos químicos e lavagens mais frequentes dos filtros;
- Problemas com o abastecimento de águas industrial. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento;
- Desaparecimento gradual do lago como um todo. Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matérias e de vegetação, e o lago se torna cada

vez mais raso, até vir a desaparecer. Esta tendência de desaparecimento de lagos (conversão a brejos ou áreas pantanosas) é irreversível, porém usualmente extremamente lenta. Com a interferência do homem, o processo pode se acelerar abruptamente. Caso não haja um controle na fonte e/ou dragagem do material sedimentado, o corpo d'água pode desaparecer relativamente rápido.

De acordo com Von Sperling (1996), o principal responsável pela eutrofização é um nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo.

De acordo com Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina são limitados por fósforo. Um outro aspecto é o de que, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, que não teriam a sua concentração reduzida com a diminuição da carga afluyente de nitrogênio. Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em um corpo d'água.

As informações geradas pelo monitoramento da qualidade da água do reservatório do Tapacurá, realizado pela Compesa no ano de 2007 para o período de 2001 a 2006, levam a concluir que em todas as profundidades amostradas e durante todo o ano, ocorreram altas concentrações de cianobactérias, sendo as maiores situadas próximas à superfície. De acordo com os dados físico-químicos relacionados, observou-se que o fósforo é o fator determinante, uma vez que das 99 análises de fósforo total e fosfato total, 67,7% estiveram acima do limite do CONAMA, enquanto nas 299 análises realizadas para nitrogênio, todas permaneceram dentro dos limites aceitáveis.

Por estes motivos, por ser um dos principais responsáveis pelo processo de eutrofização das águas do reservatório de Tapacurá e está presente nas principais fontes poluidoras implantadas em toda a bacia de drenagem, a presente pesquisa optou por utilizar o fósforo como o constituinte de qualidade modelado.

A Tabela 2.1 apresenta os resultados estatísticos obtidos através dos dados do monitoramento de qualidade da água do reservatório de Tapacurá realizado pela Secretaria de Recursos Hídricos (SRH) e pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) para o período de 2005 a 2009.

Tabela 2.1 - Resultados estatístico do monitoramento do reservatório Tapacurá.

Parâmetro	Unid.	25 percentil	50 percentil	75 percentil	Média	Desvio padrão
Temperatura	°C	28	29	29	28,4	1,2
pH	-	7,2	7,8	8,4	-	0,8
OD	mg/L	5,1	6,5	7,9	6,3	2,4
DBO	mg/L	< 2,0	3,4	4,8	3,63	1,6
Fósforo	mg/L	0,13	0,21	0,27	0,26	0,23
Amônia	mg/L	ND	ND	0,16	0,2	0,3
Turbidez	UNT	7,0	10,0	20,0	20,7	29,2
Sólidos totais	mg/L	252	258	276	267	23,9
Coli. Termotolerante	NMP/100ml	65	<200	<200	536	1623
Salinidade	o / oo	0,2	0,2	0,2	0,2	0,02
Cianobactéria	cél/ml	16.252	103.993	130.049.717	90.289.194	165.907.376

Fonte: Programa de Monitoramento dos Reservatórios das Bacias Hidrográficas de Pernambuco (SRH/CPRH).

Analisando a Tabela 2.1, observa-se que o fósforo apresentou concentrações superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para ambientes lênticos de Classe 2 ($\leq 0,030$ mg/L), contribuindo dessa forma para o processo de eutrofização do reservatório.

3. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E A QUESTÃO DA ALOCAÇÃO DA ÁGUA

3.1. Análise legal e institucional dos recursos hídricos

À medida que as regiões se desenvolvem, mais intenso é o uso dos recursos hídricos e maiores são os potenciais de conflitos entre usos e os riscos de degradação ambiental gerada pelas atividades antrópicas. Devido à escassez da água em quantidade e qualidade em muitas regiões do Brasil e do mundo, não apenas aquelas caracterizadas como semiáridas e áridas, torna-se imperiosa a gestão dos recursos hídricos, um bem escasso e de alto valor econômico e social (Mendes e Cirilo, 2001).

Para reverter esta situação, é preciso adotar um modelo de gestão de recursos hídricos que promova um desenvolvimento sustentável, aliando o crescimento econômico à preservação ambiental. No Brasil, um passo foi dado neste sentido com a aprovação da Lei Federal nº 9.433, em 1997, conhecida, também, como Lei das Águas, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos segundo a qual os recursos hídricos são bens de domínio público escassos, cuja gestão deve ser conduzida de forma integrada, participativa e articulada entre os diversos órgãos gestores e setores usuários, para que sejam asseguradas condições quantitativas e qualitativas adequadas de fornecimento de água para as atuais e futuras gerações. Para tanto, são disponibilizados instrumentos de gestão como o plano de recursos hídricos, o enquadramento de corpos d'água, o sistema de informações sobre recursos hídricos, a outorga e a cobrança.

Os planos de recursos hídricos são planos diretores que visam fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento desses recursos. O enquadramento dos corpos d'água em classes de uso tem como objetivo assegurar às águas qualidade de acordo com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição através de medidas preventivas permanentes. O sistema de informações sobre recursos hídricos se refere a um mecanismo que disponibiliza dados, informações e índices de interesse para a gestão dos recursos hídricos, servindo como instrumento para a tomada de decisão em planos e ações no setor. A outorga de direitos de usos da água visa garantir o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo direito de acesso a esse recurso a todos os seus usuários. A cobrança pelo uso dos recursos hídricos permite reconhecer a água como um bem econômico, incentivar a racionalização do seu uso e obter recursos

financeiros para o financiamento de programas de ações, obras e intervenções contempladas nos planos de recursos hídricos.

Ainda em âmbito federal, a Lei nº. 6.938 de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e sobre o Sistema Nacional do Meio Ambiente, viabilizou o arcabouço legal para o estabelecimento de sistemas estaduais de gestão ambiental e de recursos hídricos.

O arranjo institucional atual da Gestão dos Recursos Hídricos de Pernambuco está regulamentado pela Lei nº 12.984 de 30 de dezembro de 2005 que dispõe sobre o Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos – SIGRH/PE. Este Sistema é constituído pelos órgãos, a seguir relacionados com atribuições e composição definidas em leis e regulamentos como segue: Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Comitês de Bacia Hidrográfica, Órgão Gestor de Recursos Hídricos do Estado, Órgãos Executores, Organizações Civas de Recursos Hídricos e Agências de Bacia.

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH é o órgão superior deliberativo e consultivo do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado também responsável pela formulação da Política Estadual de Recursos Hídricos. Os Comitês de Bacia Hidrográfica – COBH são órgãos colegiados consultivos e de deliberação, com área de atuação na respectiva(s) bacia(s) hidrográficas(s).

O Órgão Gestor de Recursos Hídricos do Estado – A Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos do Estado de Pernambuco foi criada em 2007, e teve nova denominação e competências inseridas através da Lei 13.968 de 2009. Atualmente, compete-lhe formular e executar as políticas de recursos hídricos, de saneamento e de energia do Estado de Pernambuco, dentre outras atribuições. Na condição de órgão gestor da Política Estadual de Recursos Hídricos cabe-lhe dentre outras atribuições, promover o uso racional da água e o desenvolvimento sustentável; coordenar a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos; expedir outorga de direito de uso dos recursos hídricos. Os Órgãos executores do SIGRH/PE, de acordo com a lei, são as instituições do poder público federal, estadual e municipal, cujas competências se relacionam com recursos hídricos.

As Organizações Civas de Recursos Hídricos que podem atuar nesta condição de membros do SIGRH são: consórcios e associações intermunicipais de bacias hidrográficas; associações locais ou setoriais de usuários de recursos hídricos;

organizações técnicas e de ensino e pesquisa com atuação na área de recursos hídricos; e organizações afins reconhecidas pelo CERH; organizações não governamentais com atuação na área de meio ambiente e recursos hídricos.

A Agência de Bacia que tem a sua criação condicionada à existência de sustentabilidade financeira e autorização pelo CERH, visa exercer a função de secretaria executiva de um ou mais Comitês de Bacia Hidrográfica. Em Pernambuco não há Agência de Bacia constituída, na forma da Lei nº 12.984/2005.

A Figura 3.1 ilustra o Sistema Nacional e Estadual de gerenciamento dos recursos hídricos.

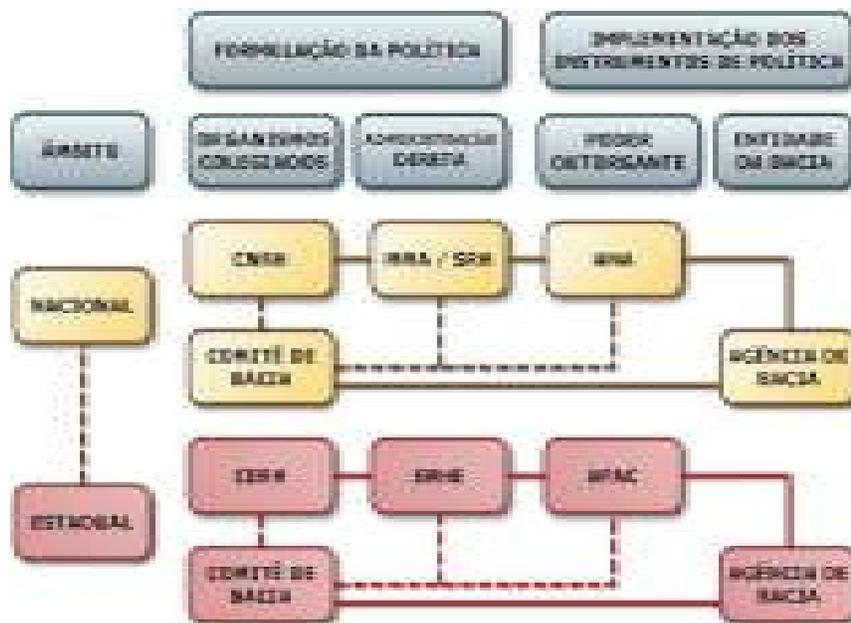


Figura 3.1 - Sistema Nacional e Estadual de gerenciamento dos recursos hídricos.
 Fonte: www.mma.gov.br

3.2. Gerenciamento integrado dos recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica

Segundo Carrera-Fernandez e Ferreira (2003), a bacia hidrográfica tem sido adotada como a unidade de análise apropriada para o gerenciamento dos recursos hídricos, e a modelagem nesta escala pode fornecer informações essenciais para *policy makers* em suas decisões de alocação dos recursos hídricos. Um sistema de bacia hidrográfica pode ser entendido como um sistema composto de três principais

componentes: i) componentes de fonte (rios, canais, aquíferos); ii) componentes de demanda off-stream (usos agrícolas, industriais, municipais) e de demanda in-stream (hidroeletricidade, recreação, navegação); e iii) componentes intermediários (tratamento e reciclagem). A bacia hidrográfica pode ser caracterizada não somente por processos naturais e físicos, mas também por projetos e políticas de gerenciamento. As relações essenciais dentro de cada componente da bacia e as inter-relações entre esses componentes podem ser considerados em uma estrutura de modelagem integrada.

A gestão integrada de recursos hídricos (IWRM) é definida pelo Global Water Partnership como “um processo que promove o desenvolvimento e a gestão de água, terra e recursos naturais relacionados com o objetivo de maximizar o bem-estar econômico e social de uma maneira equitativa sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais ao planeta.”

Allan (2003) argumenta que a conceituação atual de IWRM não é suficiente para facilitar sua implementação porque não incorpora o inevitável processo político. O autor recomenda uma expansão do conceito de IWRM para incluir “alocação”, definindo IWRAM (integrated water resources allocation and management) para captar a natureza conflituosa da alocação e gestão da água em regiões com escassez de água. Na gestão dos recursos hídricos, costuma-se levar em conta, primordialmente, o aspecto quantitativo relacionado ao uso da água. As vazões de retirada, ou de reserva de água para uso não consuntivo e seus reflexos sobre o balanço hídrico dos diversos corpos d'água costumam ser o objeto dos maiores cuidados do administrador do uso da água. No entanto, não se pode dissociar os aspectos quantitativos e qualitativos na gestão dos recursos hídricos, sobretudo porque, as águas quando contaminadas, não podem ser consideradas como parte das disponibilidades para a maioria dos usos. Sendo assim, a gestão dos recursos hídricos implica, necessariamente, alguns cuidados e ações que estão abrigados, institucionalmente, no campo do gerenciamento ambiental.

O gerenciamento integrado deve ser a abordagem principal para endereçar recursos hídricos sustentáveis. É em nível da bacia que as decisões de alocação têm implicações econômicas mais abrangentes. Neste nível, as relações hidrológicas, agrônomicas e econômicas podem ser integradas em uma estrutura de modelagem mais ampla possibilitando a criação e aplicação de instrumentos de política que objetivem o uso econômico e racional dos recursos hídricos. A bacia hidrográfica foi reconhecida pela Conferência das Nações Unidas para o Desenvolvimento e o Meio Ambiente –

UNCED como a unidade de análise para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos - Agenda 21, capítulo 18. As atividades sugeridas no capítulo mencionado incluem o desenvolvimento de banco de dados interativos, métodos de previsão, modelos de planejamento econômico, métodos para gerenciamento e planejamento da água e a otimização da alocação dos recursos hídricos sobre restrições físicas e socioeconômicas UNCED (1998).

Ainda segundo Carrera-Fernandez e Ferreira, o gerenciamento integrado dos recursos hídricos é justificado sempre que existir a possibilidade de disputas e conflitos pelo uso da água, como forma de garantir os direitos individuais de cada usuário. Entretanto, para que a gestão crie condições de melhorar a alocação dos recursos da água e os conflitos sejam minimizados ou mitigados é necessário que princípios econômicos sejam considerados e implementados através de instrumentos regulatórios e/ou econômicos de modo a favorecer o desenvolvimento econômico da região das bacias hidrográficas.

3.3. Gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Capibaribe

Conforme visto no Capítulo 2, a sub-bacia do Tapacurá faz parte da bacia do rio Capibaribe. Por essa razão, nesta seção é feita uma pequena revisão sobre as ações tomadas visando a gestão dos recursos hídricos nessa bacia.

O COBH Capibaribe não dispõe ainda de Plano de Recursos Hídricos aprovado, de forma que a aplicação dos demais instrumentos fica fortemente prejudicada, tendo em vista as dificuldades inerentes à aplicação de ações de regulação e controle pelo COBH e órgãos de governo responsáveis. Os dados registrados sobre outorgas são subdimensionados, tendo em vista seu alcance incipiente no território da bacia; a cobrança pela água ainda não foi instituída; o enquadramento dos corpos d'água não ganhou ainda a expressão desejada pela falta de mobilização social para essa definição; a fiscalização e o monitoramento deve-se atualmente à ação conjunta da Agência Pernambucana da Águas e Clima (APAC), SRH e CPRH, que não consegue cobrir toda a extensão da bacia.

Com o objetivo de reverter essa situação, o Plano Hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe (PHA Capibaribe) elaborado no ano de 2010, propôs vários Planos de Investimentos que, em sendo implantados, deverão propiciar melhores

condições na gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Capibaribe, podendo estimular iniciativas semelhantes em outras bacias hidrográficas do Estado.

O PHA Capibaribe adotou como base o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe (PDRH Capibaribe¹) concluído em 2002, além de usar como referência o Plano de Aproveitamento dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana do Recife, Zona da Mata e Agreste Pernambucano (PARH) elaborado em 2005. Outros Planos de âmbito estadual e federal, concernentes ao tema foram também utilizados com vistas a atualizar e complementar informações hídricas e ambientais. No PHA Capibaribe foram formulados Planos de Investimentos, que se constituem num conjunto de ações propostas para a solução de problemas associados à quantidade e qualidade da água, complementares às do governo, já em andamento na bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Essas ações foram organizadas segundo três Eixos Temáticos: i) o Sócio-ambiental, para intervenções ambientais que melhorem as condições para oferta de água; ii) o de Infraestrutura Hídrica, para alternativas simplificadas de abastecimento de água e saneamento de comunidades rurais difusas e revitalização de trechos da calha do Capibaribe; e iii) o de Gestão dos Recursos Hídricos, para instrumentos de gestão e controle que permitam efetivar procedimentos pelo Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco, totalizando 23 Planos de Investimentos para a bacia.

O subconjunto para o eixo Sócio-ambiental compreende 07 propostas de Planos Sócio-ambientais, cujas ações estão relacionadas à recomposição do equilíbrio do ambiente, atuando sobre a qualidade da cobertura vegetal, a proteção dos solos e ao resgate da importância do rio Capibaribe no contexto da bacia e do Estado, tendo como consequência a melhoria da quantidade e qualidade das águas da bacia.

Os Planos do eixo infraestrutura hídrica, com 03 propostas, atuam sobre o saneamento ambiental voltado para a melhoria das condições de vida nas áreas rurais difusas, com alternativas simplificadas para o abastecimento de água e esgotamento sanitário, além de ações de revitalização da calha do rio Capibaribe para redução de enchentes.

¹ O PDRH Capibaribe foi elaborado em atendimento a exigências legais, como instrumento básico de planejamento da bacia hidrográfica, para fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei N° 9.433/97) e a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (Lei N° 11.426/97 e Decreto N° 20.423/98).

Os Planos do eixo gestão dos recursos hídricos, com 13 propostas, abrangem as ações voltadas para o aperfeiçoamento do Sistema Estadual de Recursos Hídricos, disponibilizando ferramentas para a gestão e controle dos recursos hídricos da bacia, além do fortalecimento do COBH e dos municípios para a gestão hidroambiental da bacia.

Cada Plano tem seu próprio cronograma de execução e no seu conjunto estão previstos investimentos de R\$ 70.058.284,61 para o eixo socioambiental, de R\$ 159.483.688,01 para o Eixo Infraestrutura e de R\$ 17.752.266,10 para o eixo gestão dos recursos hídricos, totalizando R\$ 247.294.238,72 num horizonte de 15 anos.

3.4. Alocação da água

A alocação de água apresenta-se como uma ferramenta de gestão de recursos hídricos eficaz para distribuir (alocar) água entre os diversos usos desde que (Cap-net, 2008): garanta o conhecimento dos principais usuários e adote princípios de uso sustentável, eficiência econômica e equidade social.

Loucks (1997) considera um sistema de recursos hídricos sustentável desde que este seja desenvolvido e gerenciado para atender aos objetivos da sociedade agora e no futuro, mantendo sua integridade ecológica, ambiental e hidrológica. Neste mesmo sentido Dinar et al (1997) acrescenta que as decisões de alocação de água devem também levar em consideração a equidade e a eficiência. Os referidos autores indicam como critérios para a comparação de modelos de alocação de água, a flexibilidade, segurança, custo de oportunidade, previsibilidade, equidade, aceitação política e pública, eficácia, e factibilidade e sustentabilidade administrativa.

Segundo Lopes & Freitas (2007), historicamente, a ação do poder público brasileiro, no gerenciamento dos recursos hídricos, optou por mecanismos de alocação de água baseados em parâmetros técnicos, em conceitos econômicos ou em dinâmicas sociais. Essa atuação pode ser caracterizada pela abrangência regional ou setorial, pela desarticulação com outras políticas públicas e pela reduzida participação social nas decisões. Com a implementação das novas políticas de recursos hídricos estaduais e nacional, na década de noventa, o equacionamento de conflitos pelo uso da água no Brasil passou a ser objeto de modelos alternativos de gestão e de alocação de água, de caráter participativo.

Dinar et al (1997) sugerem a existência de quatro mecanismos de alocação de água: precificação baseada no custo marginal, alocação de água por uma instituição pública, mercados de água e alocação baseada nos usuários. Nos parágrafos seguintes é apresentada uma pequena discussão sobre esses mecanismos realizada por Lopes & Freitas (2007).

Na precificação baseada no custo marginal, o preço da água é igual ao custo marginal de suprimento da última unidade de água (incluindo todas as externalidades). Este mecanismo tem a vantagem de se atingir o nível mais elevado de eficiência econômica e evita a tendência de sub-valorização dos recursos, atenuando a sobre-exploração no uso da água. As dificuldades de aplicação do mecanismo advêm da própria definição de precificação dos custos marginais, que podem variar com o tempo e com a demanda.

A alocação feita por agentes públicos permite perseguir objetivos equitativos e tem a possibilidade de tratar com os vários aspectos dos recursos hídricos que requerem investimentos de longo prazo. Tem a desvantagem de tender a substituir o mecanismo de mercado, o que pode levar ao desperdício e à má alocação. Em todo o mundo, a alocação de água realizada somente por instituições públicas raramente cria iniciativas ao uso racional da água. De um modo geral, é difícil de tratar a água como um bem de mercado, uma vez que o acesso à água é, historicamente, percebido como um direito público.

Com relação aos mercados de água, os mesmos podem ser definidos, basicamente, como instituições que facilitam a transação dos direitos à água. Essa transação pode ocorrer em dois níveis: transação de direitos ao uso da água realizados no curto prazo, como em um mercado “spot”; e transação de direitos à propriedade da água, nos locais onde esses direitos existem em perpetuidade. Teoricamente, os mercados de água produzem uma alocação de água bastante eficiente, pois os recursos podem se mover aos usos de maior valor e com isso atingirem a mais alta eficiência econômica. Entretanto, os mercados de água, algumas vezes, requerem um certo grau de intervenção governamental ou controle, a fim de se criar condições satisfatórias de mercado. As desvantagens dos mercados de água incluem as dificuldades relacionadas à medição e à definição de direitos de água com vazões variáveis e ao estabelecimento de regras adequadas de uso.

A alocação com base nos usuários envolve ação coletiva das instituições com autoridade sobre a alocação de água. Contudo, estabelecer direitos de propriedade (ou de uso) da água é um fator crítico desse processo. A alocação baseada nos usuários tem, como vantagens, a flexibilidade de adaptação aos diversos requisitos de uso da água e o elevado grau de aceitabilidade pública e política. Uma desvantagem é a possibilidade de criação de reservas de água para determinados setores usuários, caso a instituição não queira ou não possa alocar água fora de seu setor de atuação. No caso brasileiro, essa desvantagem tem menos importância, uma vez é previsto que as discussões sejam realizadas no âmbito de comitês de bacia, com representantes dos diversos setores usuários.

Ainda com relação as metodologias para alocação de água entre usuários Kelman e Kelman (2001) discutem quatro metodologias em situações em que a demanda hídrica supera a oferta hídrica, ou seja, em ambientes de racionamento. No racionamento dito “selvagem”, não existem regras pré-definidas e a alocação se dá de montante para jusante, favorecendo os usuários melhor situados hidrologicamente. No racionamento linear, todos os usuários sofrem abatimentos proporcionais às suas demandas, de modo a acomodá-las às ofertas hídricas. No racionamento cronológico, os usuários mais antigos têm prioridade no acesso à água. No racionamento econômico, a prioridade de acesso à água é definida na ordem inversa ao benefício líquido unitário, de forma semelhante à alocação baseada no custo marginal proposta por Dinar *et al.* (1997). Método semelhante é proposto, também, por Moreira e Kelman (2003), visando à eficiência econômica da alocação de água. As dificuldades de aplicação desses métodos estão na quantificação dos custos e benefícios econômicos de cada usuário e no efetivo controle das regras definidas.

4. MODELOS PARA APOIO A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

4.1. Modelos de simulação X Modelos de otimização

Segundo McKinney *et al.*(1999) as duas principais abordagens para modelagem em nível de bacia hidrográfica são: i) simulação – para simular o comportamento dos recursos hídricos baseado em um conjunto de regras regendo alocações da água e operação de infra-estrutura e ii) otimização – para otimizar alocações baseado em uma função objetivo sujeita a restrições.

Para Wurbs (1996), corroborando com o pensamento de McKinney *et al.* (1999), a análise de sistemas de recursos hídricos basicamente recai em dois propósitos principais: simular o comportamento da realidade que ela representa e otimizar o processo decisório que atua sobre essa mesma realidade. Tais objetivos envolvem o emprego de metodologias que visam a dar suporte à tomada de decisão em problemas de diversas naturezas, tais como: (i) alocação de água frente a uma multiplicidade de usos e usuários; (ii) minimização dos riscos e conseqüências de racionamentos e enchentes; (iii) otimização dos benefícios promovidos pelo uso da água; (iv) minimização de impactos ambientais negativos.

As técnicas de simulação matemática são consideradas as mais flexíveis dentre o escopo de metodologias de análise de sistemas de recursos hídricos, permitindo que, basicamente, qualquer sistema possa ser representado matematicamente por algoritmos computacionais. A complexidade para o desenvolvimento e aplicação de tais formulações é diretamente proporcional ao nível de detalhamento que se deseja obter. Os modelos de simulação têm hoje aplicação em diversos segmentos da área de recursos hídricos, tais como quantificação do ciclo hidrológico, análise da qualidade da água em rios e reservatórios, representação de processos hidráulicos do escoamento e modelagem de fenômenos ambientais e meteorológicos (Azevedo *et al.*, 2002).

De modo geral, pode-se dizer que modelos de simulação são mais apropriados para análise de desempenho de alternativas operacionais de longo prazo, sendo úteis para representar a operação do sistema com um grau elevado de segurança. Apesar de não serem capazes de gerar uma solução ótima, permitem a comparação de duas ou mais estratégias, quando políticas alternativas são geradas por meio de numerosas rodadas do modelo.

Por outro lado, os modelos de otimização aplicam-se aos casos em que interessa saber a alternativa operacional ótima do sistema. Estes modelos utilizam algoritmos para selecionar, sistematicamente, soluções ótimas, procurando satisfazer uma função objetivo e restrições operacionais. De acordo com Wurbs (1996), os modelos de otimização são formulados com o intuito de se determinar os melhores valores, para um dado conjunto de variáveis de decisão, que irão maximizar ou minimizar uma determinada função objetivo, sujeita a um conjunto de restrições.

Segundo Loucks & Beek (2005), a utilização conjunta de modelos de otimização e simulação é vantajosa para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. Os modelos de otimização eliminam as soluções ruins, permitindo identificar um menor conjunto de soluções que podem ser refinadas com modelos de simulação.

4.2. Modelos de alocação de água baseados em critérios econômicos (economically-driven models)

A alocação de água é a ação para divisão de um bem entre indivíduos com interesses frequentemente conflitantes. No Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - PBHSF (2004), afirma-se que a alocação das águas de uma bacia é um componente do plano de recursos hídricos que objetiva a garantia de fornecimento de água aos atuais e futuros usuários de recursos hídricos, respeitando-se as necessidades ambientais em termos de vazões mínimas a serem mantidas nos rios. Como resultado, deve fornecer diretrizes gerais para a outorga e para a definição de regras operativas dos reservatórios e induzir o uso racional dos recursos hídricos, por meio da indicação de vazões máximas de consumo em cada região.

Segundo Denys *et al.* (2012), para a formulação de políticas realmente efetivas, o uso dos instrumentos de gestão regulatórios e econômicos deve ser parte de uma análise de alocação inter-setorial integrada que avalie custos e benefícios, e inclua os custos de oportunidade dos usos.

Para estimular a eficiência, tanto na alocação como no uso, a água deverá deixar de ser encarada exclusivamente pelo enfoque social para ser vista também segundo um enfoque econômico. Isto quer dizer que, como um bem reconhecidamente escasso em escala mundial, a água deve ser dotada de um valor econômico capaz de refletir seu grau de escassez.

Dessa forma, a água deve ser gerida e alocada de forma eficiente, ou seja, de forma a maximizar o valor que ela proporciona à sociedade. Análises que visam à eficiência na alocação de recursos são exemplos típicos em que se pode empregar o conceito de “*eficiência de Pareto*”. O mesmo estabelece que a alocação de um recurso é tida como eficiente economicamente quando não é mais possível aumentar o ganho de utilidade de um usuário sem que haja a diminuição da utilidade percebida por outro. Na verdade, uma alocação dessas faria os benefícios marginais líquidos iguais entre todos os usos²(Princípio da equimarginalidade microeconômica³).

Diante do exposto, o gerenciamento de recursos hídricos deve adotar mecanismos que enfatizem em diversos graus os aspectos econômicos. No entanto, a integração dos aspectos econômicos e hidrológicos envolve uma série de dificuldades, uma das principais é, sem dúvida, a quantificação dos custos e benefícios econômicos, de cada usuário, derivados da utilização da água. Além disso, segundo Harou *et al.* (2009), a inclusão de critérios econômicos aos modelos de gestão de águas tradicionais enfrentam uma certa resistência por parte dos gestores de recursos hídricos, em virtude de adicionarem novos conceitos teóricos e uma complexidade maior aos sistemas. Normalmente, em modelos econômico-hidrológicos, o que ocorre é que ou a componente hidrológica ou a componente econômica dominam o modelo (McKinney *et al.*, 1999).

Contudo, apesar das dificuldades de implementação, a grande relevância de integrar a questão econômica aos modelos hidrológicos vem levando muitos autores a desenvolver tais modelos. Em revisão recente, Harou *et al.* (2009) definem os chamados modelos hidroeconômicos, utilizados para a gestão integrada de recursos hídricos em escala regional aonde a água é alocada e gerida de forma a maximizar benefícios líquidos derivados de curvas econômicas de demanda de água. Segundo os autores, esse termo serviria para identificar a abordagem, que integra engenharia hídrica com economia na construção de modelos de gestão de água, que vem recebendo diferentes nomes dependendo dos pesquisadores, tais como: hidrológico-econômico (Gisser and Mercado, 1972); hidro-econômico (Noel and Howitt, 1982); hidrológico-econômico-

² Na prática porém, nem sempre se observam nas soluções ótimas obtidas destes modelos (Cai et al, 2008) valores marginais iguais. Isto reflete na verdade, o impacto das restrições não-econômicas como as hidrológicas ou institucionais. Soluções como essas indicam necessidades de investimento e/ ou reformas institucionais que levem a uma equalização dos valores marginais de água entre os setores.

³ O princípio da equimarginalidade microeconômica estabelece que numa alocação ótima entre os setores, cada setor deriva a mesma utilidade da última unidade do recurso alocado.

institucional integrado (Booker, 1995); otimização da bacia hidrográfica integrada (Ward and Lynch, 1996); alocação eficiente (Diaz and Brown, 1997); econômico-hidrológico integrado (McKinney et al, 1999; Rosegrant et al, 2000; Moraes et al, 2010); hidrológico-econômico integrado (Cai et al, 2003; Ringler et al, 2004; Pulido-Velazquez et al, 2006).

Complementam os autores, que estes modelos hidroeconômicos por representarem aspectos hidrológicos, ambientais e econômicos numa plataforma única e incluírem conceitos econômicos no coração das estratégias de alocação de água, vem se tornando uma ferramenta privilegiada para a implementação de uma gestão integrada de recursos hídricos (IWRM).

Conforme mencionado, existem vários modelos que empregam a combinação de instrumentos econômicos aliados a modelos de gerenciamento de recursos hídricos, com vistas a subsidiar decisões públicas envolvendo a questão da alocação de água entre usos distintos da água. Nós próximos parágrafos são abordados alguns estudos de caso, realizados no Brasil e no exterior, encontrados na literatura.

Draper *et al.* (2003) apresentaram o desenvolvimento de um modelo de otimização que leva em consideração critérios de eficiência econômica na simulação da operação do sistema que compõe a infra-estrutura hídrica do estado da Califórnia, Estados Unidos. O modelo desenvolvido é denominado CALVIN e visa minimizar o custo da escassez advindo da alocação de água dentre os usuários de irrigação, geração hidrelétrica e abastecimento urbano, levando-se em conta restrições físicas do sistema e demais aspectos de ordem ambiental e político da região. Cerca de 92% da população do estado da Califórnia e 88% do total da área irrigada da região foram contemplados no modelo de otimização.

Em sua análise, Draper *et al.* (2003) empregaram curvas de demanda de água para as duas principais categorias de uso do Estado, irrigação e abastecimento urbano. A representação do sistema nesse modelo foi feita por meio de uma rede de fluxo e o objetivo do trabalho foi o de maximizar o benefício líquido resultante da operação do sistema até o ano de 2020, utilizando, para tanto, um período histórico de 72 anos de dados observados. A conclusão do estudo apontou vantagens em se combinar otimização de sistemas de grande porte em infra-estrutura hídrica e funções econômicas que expressem o valor econômico da água dentre distintos usos.

Carrera-Fernandez e Ferreira (2003) abordaram a questão da alocação conjunta dos recursos hídricos em sistemas de bacia hidrográfica, tomando-se como referência a bacia do rio Formoso, no estado da Bahia. Foram considerados os três principais usos da bacia: agricultura irrigada, geração de energia elétrica e abastecimento humano, com o objetivo de otimizar o benefício social líquido, estabelecendo um padrão de utilização dos recursos hídricos em uma perspectiva mais ampla para a sociedade. Para isto, otimizaram uma função de excedente econômico agregado, a qual engloba os lucros conjuntos dos setores usuários, sem estabelecer, *a priori*, qualquer preferência sobre a utilização dos recursos hídricos. A solução desse problema gera uma repartição dos recursos da água de modo a igualar-se o benefício marginal líquido entre os vários setores usuários, em conformidade com o importante princípio dos usos. Conclui-se que a política mais apropriada de gestão dos recursos hídricos é aquela em que o predomínio na bacia hidrográfica é outorgado ao uso que, comprovadamente, gera o maior benefício líquido para a sociedade.

Moraes (2003) fez uma adaptação ao modelo econômico-hidrológico integrado desenvolvido pelo IFPRI (Rosegrant et al, 1999), e usado em diversas bacias do mundo (Ringler, 2001). O referido modelo expressa matematicamente uma função de bem-estar da sociedade, através da diferença entre os benefícios e os custos incorridos pelos múltiplos usuários da água. Ao maximizar esta função, sujeita às restrições em sua maior parte hidrológicas, pode-se estabelecer um alvo regulador - uma alocação ótima - para cada uso, que têm as características de ser uma alocação mais eficiente. Moraes (2003) desenvolveu um modelo, baseado no modelo do IFPRI, incluindo constituintes de qualidade diferentes do IFPRI. Foram considerados a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD), ao invés da salinidade. A abordagem usada para conseguir obter uma solução foi, da mesma forma que no modelo do IFPRI, utilizar um método de decomposição para a “modelagem holística” com a divisão por temas em dois sub-modelos: o de quantidade e o de qualidade.

Segundo Braat & Lierop (1987), as duas abordagens existentes para integrar os componentes econômicos e hidrológicos são: a “modelagem compartimentada” e a “modelagem holística”. Na primeira, tratam-se componentes hidrológico e econômico como sub-modelos cujas soluções individuais são modificadas por algum método de coordenação que una as mesmas. Na modelagem holística, ao contrário, os sub-modelos são combinados em um único, que em geral é resolvido de uma só vez. A desvantagem

desta última abordagem é que a solução para grandes modelos nem sempre é possível com os softwares existentes.

A utilização de métodos de decomposição para “modelagem holística” oferece em geral a saída para este dilema. Estes métodos operam de uma forma similar a “modelagem compartimentada”, decompondo o “modelo holístico” em sub-modelos, resolvendo estes sub-modelos individualmente, e encontrando uma solução para o modelo primário através de modificações das soluções de cada sub-modelo iterativamente.

5. MODELO DE SIMULAÇÃO DESENVOLVIDO PARA A BACIA DO TAPACURÁ

O objetivo principal deste modelo é obter estimativas para valores de parâmetros desconhecidos da bacia do Tapacurá, tanto de quantidade como de qualidade, que serão utilizados no modelo de otimização. Os parâmetros de quantidade estimados se referem a taxas percentuais que representam as perdas de água no reservatório para cada mês do ano. Enquanto que os parâmetros de qualidade simulam a forma com que o rio se recupera do lançamento de poluentes (autodepuração). Estes últimos são representados pelos coeficientes de sedimentação do fósforo para cada trecho do rio.

O modelo de simulação representa a área da bacia hidrográfica do rio Tapacurá a montante do reservatório, através de uma rede⁴ de nós e links (Cai *et al.*, 2006) (Figura 5.1). Os nós representam entidades físicas e são de três tipos: os nós-fonte, que são representados pelos rios e pelo reservatório; os nós poluidores, que representam as principais fontes poluidoras; e os nós demanda, que representam os usos consuntivos⁵ mais significativos existentes na região: abastecimento humano, abastecimento industrial e irrigação. Os links, conexões entre os nós, representam as captações de usuários e lançamentos que simulam tanto a contribuição da drenagem pluvial natural (lançamentos naturais médios), no que se refere à quantidade e à qualidade de água dos trechos e dos afluentes, como os fluxos de retorno diretos e indiretos de alguns nós demanda.

⁴ Desde Maass et al. (1962), sistemas de recursos hídricos têm sido modelados como redes para representar a hidrologia, a infra-estrutura (armazenagem, transporte, tratamento, etc.) e as diversas demandas de água. A estrutura da rede é simples, flexível, parcimoniosa e é utilizada para os modelos de simulação e otimização (Letcher et al. 2007).

⁵ Usos consuntivos da água referem-se aos usos que retiram a água de sua fonte natural diminuindo suas disponibilidades, espacial e temporalmente.

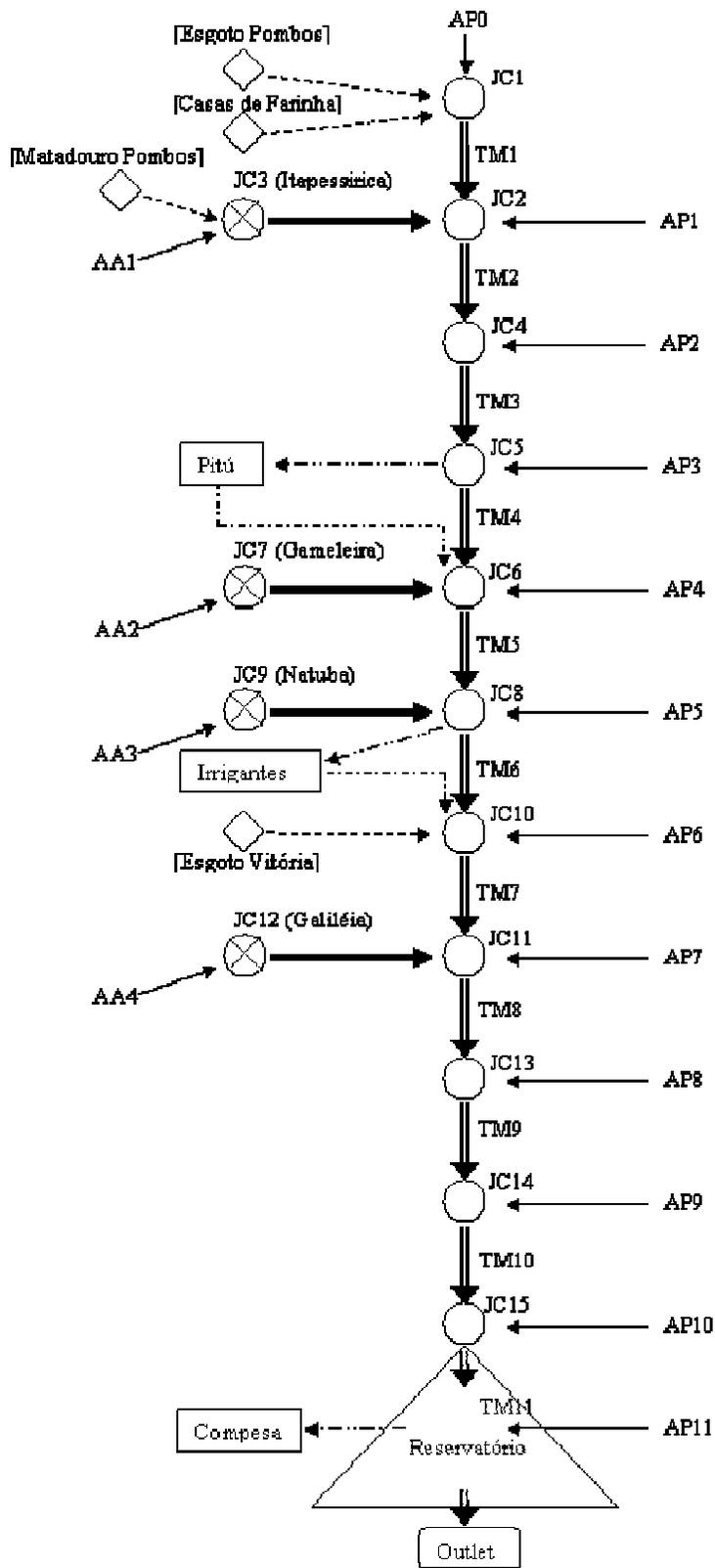


Figura 5.1 - Esquema utilizado no modelo de simulação e otimização.

5.1. Definição dos trechos, lançamentos e captações

A área estudada, com extensão de aproximadamente 37,5 Km, foi dividida em 11 trechos (TM1 a TM11), conforme apresentado na Figura 5.1. A delimitação dos segmentos ou trechos foi feita, basicamente, considerando: os principais lançamentos pontuais no rio Tapacurá, representados pelos principais afluentes, fontes poluidoras pontuais e retornos das indústrias e dos irrigantes; e os pontos de captações de água, representados pelos principais usos consuntivos.

Os afluentes modelados, responsáveis pelo início de alguns trechos, foram escolhidos de acordo com uma série de critérios, tais como: importância da contribuição de vazões, tanto no que se refere ao aspecto quantitativo como qualitativo, localização geográfica, usuários importantes localizados no mesmo, etc.⁶ Foram considerados 4 afluentes, a saber: Itapessirica, Gameleira, Natuba e Galiléia.

As principais fontes poluidoras pontuais, também responsáveis pela definição de alguns dos trechos, consideradas no modelo foram: despejos de esgotos domésticos de Pombos e Vitória de Santo Antão, os efluentes (manipueira) oriundos da produção das casas de farinha e os efluentes do matadouro de Pombos.

Outro ponto levado em consideração para definir o início de um novo segmento foi a existência de um ponto de captação. Os usuários considerados foram os que possuem outorga na área modelada, a saber: Engarrafamento Pitú Ltda – uso industrial; e a Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA - uso para abastecimento humano. A outorga deste último é para abastecimento das cidades de Recife, Camaragibe, Jaboatão dos Guararapes, São Lourenço da Mata, Vitória de Santo Antão e Pombos. Além desses usuários outorgados foi considerado também no modelo um uso para irrigação, representado pelos irrigantes do Riacho Natuba, principal afluente do Tapacurá, que apesar de não possuírem outorga realizam captações significativas para uso na produção de hortaliças. Inclusive, segundo o Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Capibaribe (2010), em épocas de escassez, essas captações no Riacho Natuba interferem na captação situada à jusante para o abastecimento público pela COMPESA.

Desses usuários, apenas um deles capta água no reservatório, a COMPESA, os outros realizam captações direto no rio Tapacurá. Apesar dos irrigantes do riacho

⁶ Os afluentes modelados contribuem de forma pontual com as vazões na calha do rio e não é considerado nenhum processo de depuração nos mesmos.

Natuba realizarem retiradas em vários pontos do afluente de mesmo nome, é considerado no modelo que essa retirada é feita em um único ponto, onde o Natuba se junta ao Tapacurá.

Alguns trechos foram definidos de forma diferente das consideradas anteriormente, tendo sido determinados simplesmente, por lançamentos que simulam o aporte difuso de forma pontual. Ele representa a drenagem pluvial natural, tanto no que se refere a quantidade como a qualidade, a qual é descarregada no corpo d'água de uma forma distribuída e não concentrada em um único ponto.

Para inserir esse tipo de aporte na modelagem foi considerado que todos os trechos têm um lançamento que representa o aporte difuso, chamado de Aportes Principais (AP's), conforme pode ser visto na Tabela 5.1. Foi assumido que toda a contribuição da drenagem pluvial natural associada a um determinado segmento é simulada como sendo um lançamento pontual feito no final do mesmo. No caso dos afluentes, o aporte natural referente à sub-bacia do tributário, chamado de Aporte Afluente (AA), entra na composição do lançamento que modela a contribuição do respectivo afluente.

Tabela 5.1 - Associação entre os trechos do modelo e os AP's.

Trechos	AP's
TM1	AP1
TM2	AP2
TM3	AP3
TM4	AP4
TM5	AP5
TM6	AP6
TM7	AP7
TM8	AP8
TM9	AP9
TM10	AP10
TM11	AP11

5.2. Vazões dos lançamentos e captações

Para calcular o aporte de cada trecho (AP's) e de cada afluente (AA's), utilizou-se o conceito de vazão específica ($m^3/s.km^2$), segundo o qual, sabendo-se a área de drenagem, pode-se determinar a vazão associada ao trecho/afluente multiplicando a área pela vazão específica.

A partir da definição dos trechos, a área dos mesmos foi delimitada respeitando as linhas de contribuições hidrográficas. Essas áreas foram mensuradas através do software ArcGIS 10 e, a partir do mapa de uso e ocupação do solo da área da bacia (Figura 5.2), foi possível, também, determinar o percentual das áreas de cada trecho que correspondem a áreas de floresta, agrícola, urbana, pecuária, horticultura e granja. Além da mensuração das áreas dos trechos foram também estimadas as áreas dos afluentes modelados.

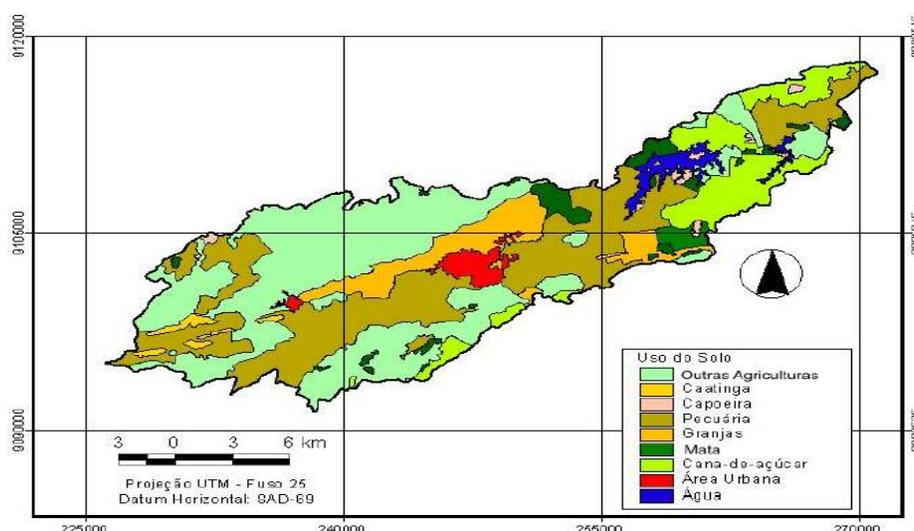


Figura 5.2: Uso e Ocupação do solo da bacia do rio Tapacurá.
Fonte: Silva(2010).

De posse das informações das áreas dos trecho/afluente, partiu-se para a estimativa das vazões específicas, conforme explicado no parágrafo seguinte.

Atualmente, no rio Tapacurá, existe apenas uma estação de medição de vazão (39170000), localizada no município de Vitória de Santo Antão e de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA). Foram obtidas vazões diárias dessa estação no site da ANA e a partir destas foram calculadas vazões médias diárias para cada mês. Após o cálculo dessas vazões médias foram estimadas as vazões específicas mensais

($\text{m}^3/\text{s.km}^2$) dividindo-se os valores de vazão pela área de drenagem. A área de drenagem corresponde a área total de contribuição, desde a nascente até a estação de Vitória de Santo Antão (260 km^2). Os valores das vazões considerados para o cálculo das vazões específicas foram estimados através da subtração das vazões dos lançamentos (retornos industriais, fontes poluidoras) e adição das vazões das captações às vazões médias diárias para cada mês, existentes a jusante do posto de medição. A idéia foi eliminar o efeito de fatores externos sobre a oferta de água.

O modelo de simulação foi desenvolvido no Excel para um horizonte de tempo mensal. Devido a pouca disponibilidade de dados foram utilizados dados de 18 períodos, a saber: março, maio, julho, outubro e novembro de 2003; março e novembro de 2004; fevereiro e março de 2005; dezembro de 2006; março, abril e dezembro de 2007; e março, maio, julho, setembro e novembro de 2008. Esses períodos foram escolhidos por serem os únicos que possuíam valores observados de vazão, na estação de Vitória, e de concentração de fósforo no reservatório, informações necessárias para a simulação.

Os valores das vazões específicas mensais obtidos da forma descrita acima para os períodos mencionados no parágrafo anterior são mostrados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Vazões específicas dos períodos modelados.
(continua)

Mês/Ano	Vazão específica ($\text{m}^3/\text{s.km}^2$)
Nov/08	0,000658866
Set/08	0,002757468
Jul/08	0,005756183
Mai/08	0,003805764
Mar/08	0,003747629
Dez/07	0,000253531
Abr/07	0,000527979
Mar/07	0,001350617
Dez/06	0,001552919
Mar/05	0,000884262
Fev/05	0,001229934
Nov/04	0,000931948
Mar/04	0,003615304

(conclusão)	
Mês/Ano	Vazão específica (m ³ /s.km ²)
Nov/03	0,000462301
Out/03	0,000765827
Jul/03	0,00435225
Mai/03	0,004351901
Mar/03	0,002685166

Como só existe um ponto de monitoramento de vazão ao longo da área modelada, optou-se por considerar constante a vazão específica para todos os trechos/afluentes. Dessa forma, os lançamentos (AP's e AA's) referentes a cada trecho/afluente foram determinados multiplicando-se a vazão específica pela área de drenagem do mesmo.

Os outros lançamentos presentes no modelo são oriundos das fontes poluidoras pontuais e dos retornos das indústrias e dos irrigantes do riacho Natuba. Para os esgotos domésticos foi considerado uma vazão per capita de 100 l/hab.dia (VonSperlling, 1996) que multiplicada pela população de Pombos e Vitória forneceu as vazões dos esgotos dessas duas cidades. As vazões consideradas dos efluentes lançados pelas casas de farinha (manipueira) e pelo matadouro de Pombos foram, respectivamente, 70 m³/dia e 7,1 m³/dia (SNE, 2006). Os coeficientes de retorno usados no presente trabalho são aqueles adotados em ONS (2003): abastecimento industrial – 0,8, e irrigação – 0,2. Na modelagem, caso a captação seja realizada no trecho do rio principal, simulam-se estes retornos no início do segmento imediatamente posterior ao que contém o nó demanda.

Com relação às vazões das captações, ver Tabela 5.3, foram utilizados os valores das vazões outorgadas à COMPESA e à indústria Pitú.

Tabela 5.3 – Captações dos usuários modelados.

Usuários	Quantidade de água captada (m ³ /s)
Compesa	1
Pitú	0,008101852
Irrigantes Natuba (período chuvoso)	0,016215278
Irrigantes Natuba (período seco)	0,048645833

Para os irrigantes do riacho Natuba, que não possuem outorga, a vazão de captação foi estimada através de uma pesquisa de campo. Foi feito um levantamento da quantidade de motores (bombas) existentes desde o início do rio Natuba até sua junção com o rio Tapacurá. Foram encontrados 57 motores na região conhecida como Alto Natuba e 91 motores no Baixo Natuba. Os motores do Baixo Natuba possuem, em média, uma potência de 3 cavalos, o que possibilita a retirada de 4 m³ de água a cada 20 minutos. Já no Alto Natuba, por ser uma região mais montanhosa, os irrigantes utilizam motores mais potentes, em média, 7,5 cavalos, o que possibilita uma retirada de 10 m³ a cada 20 minutos. A quantidade de vezes que é feita a retirada de água do rio ao longo de um dia depende da intensidade das chuvas. Segundo informações dos irrigantes, em épocas de estiagem, os motores são ligados três vezes por dia, enquanto que em épocas de chuva, em média, uma vez. Cada vez que o motor é ligado, eles permanecem retirando água, em média, durante 30 minutos.

Com a obtenção destas informações foi possível estimar a quantidade de água utilizada mensalmente por esses irrigantes para meses considerados como chuvosos e meses secos, conforme pode ser visto na Tabela 5.3. Segundo Moura *et al.* (2011), os meses considerados chuvosos na região estudada são de Abril a Agosto.

5.3. Concentrações de fósforo nos lançamentos e captações

As concentrações de fósforo (mg/l) dos AP's e dos AA's foram determinadas dividindo-se as cargas de fósforo provenientes das áreas do trecho/afluente associado ao aporte, pelas vazões estimadas dos mesmos. Para o cálculo das cargas de fósforo foi levado em consideração as informações de uso e ocupação do solo das áreas dos trechos/afluentes, uma vez que, dependendo do tipo de uso e ocupação, tem-se contribuições diferentes de fósforo. Sendo assim, para cada trecho/afluente a carga de fósforo foi estimada da seguinte maneira:

$$Carga = \sum_i p_i \times q_i \quad (5.1)$$

onde:

Carga = quantidade de fósforo associada a área de cada trecho/afluente (mg.s);

i = tipos de ocupação do solo;

p_i = área referente a "i" (Km²);

q_i = contribuição de fósforo associada a "i" (mg/Km².s).

A mensuração das áreas (p_i) foi feita utilizando o software ArcGIS 10 e foram consideradas as contribuições de fósforo associadas aos diferentes tipos de ocupação do solo (q_i) propostas por VonSperlling (1996), conforme Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Contribuições unitárias de fósforo típicas.

Tipo	Valor (KgP/km ² .ano)
Áreas de matas e florestas	10
Áreas agrícolas	50
Áreas urbanas	100

Fonte: VonSperlling (1996).

Na área estudada existem outros tipos de ocupação de solo não mencionados por VonSperlling, como áreas utilizadas para pecuária, horticultura e granja. Nesses casos, foi considerado que as contribuições das áreas utilizadas para horticultura e granja são iguais a de áreas agrícolas e para as áreas utilizadas para pecuária foi considerado uma contribuição igual a 9 (nove) vezes a gerada pelas áreas urbanas (Farias et al., 2009).

As concentrações de fósforo dos lançamentos das fontes poluidoras foram determinadas da seguinte maneira: para os esgotos domésticos, foi considerado uma carga de fósforo de 3 g/pessoa.dia (SNE, 2006) que dividida pela vazão per capita do esgoto doméstico apresentada na seção anterior e fazendo as devidas mudanças de unidade resulta em 30 mg/l; as concentrações dos efluentes lançados pelas casas de farinha (manipueira) e pelo matadouro de Pombos foram encontradas na literatura e correspondem, respectivamente, a 740 mg/l (Duarte et al., 2012) e a 27 mg/l (CETESB, 2006). Para a concentração dos retornos, foi assumido que as mesmas são iguais as concentrações das captações, ou seja, a água captada do rio retorna com a mesma qualidade.

5.4. Dinâmica do Modelo de Simulação

5.4.1. Dinâmica ao longo do rio

O modelo de simulação inicia-se no nó que começa o trecho TM1. O trecho anterior ao TM1 não é modelado, portanto, não é simulado nenhum processo de depuração no segmento. O quantitativo de água proveniente deste foi estimado através

da multiplicação da sua área de drenagem pela vazão específica calculada para cada mês, e sua concentração de fósforo foi obtida através de medições realizadas, em um ponto do referido trecho, obtida no relatório do projeto Reflorestágua realizado pela Sociedade Nordestina de Ecologia.

No início de cada trecho modelado são representados os aportes/captações de quantidade com as respectivas concentrações de fósforo. Dessa forma, para cada nó, que representa o início de um novo trecho, é feito um balanço hídrico para calcular o valor quantitativo líquido resultante do mesmo que vai entrar como aporte ao próximo. Para exemplificar, ver Figura 5.3, o valor de $Q_{montante}$ de $TM_{posterior}$ é considerado o aporte líquido resultante no fim do trecho atual (TM_{atual}), dado por:

$$Q_{montante}(TM_{pos}) = Q_{montante}(TM_{atu}) + Q_{lan\c{c}a}(TM_{anterior}) - Q_{captada}(TM_{atu}) \quad (5.2)$$

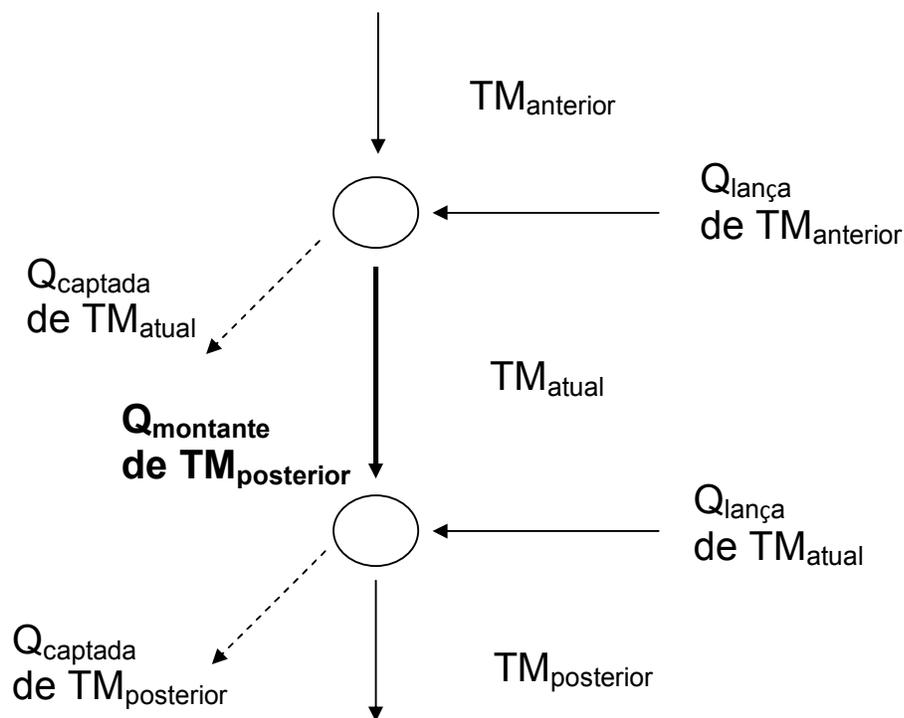


Figura 5.3 - Vazões líquidas resultantes.

Com relação ao aspecto qualitativo, em cada trecho simulado é calculada a concentração do constituinte de qualidade em duas situações: no início e no fim do mesmo. Todos os lançamentos referentes ao nó que inicia o trecho misturam-se com o aporte que vem do trecho anterior. As concentrações de fósforo desta mistura

representam os valores no início do trecho e foram calculados usando a seguinte fórmula:

$$C = \frac{C_1Q_1 + C_2Q_2}{Q_1 + Q_2} \quad (5.3)$$

onde:

C = concentração do constituinte na mistura;

Q₁ = vazão anterior ao lançamento;

C₁ = Concentração do constituinte anterior ao lançamento;

Q₂ = vazão do lançamento;

C₂ = Concentração do constituinte no lançamento.

Ao longo do trecho, simula-se o processo de depuração aplicando-se o coeficiente de sedimentação, resultando ao fim do mesmo em outras concentrações. É importante destacar que, conforme será visto em seção específica, tem-se um coeficiente de sedimentação para cada trecho.

5.4.2. Dinâmica no reservatório

A simulação dentro do reservatório é diferente da simulação ao longo do rio, tanto no aspecto quantitativo, como no qualitativo. As vazões afluentes/captações ao reservatório são convertidas em quantidade de água que entra/sai do reservatório por mês. De posse da quantidade afluente estimada pelo modelo, da quantidade retirada pela Compesa e do volume inicial do reservatório, em um dado mês, foi possível estimar uma taxa de perdas do reservatório (parâmetro de quantidade), através da redução da diferença entre o volume final estimado pelo modelo e o volume observado no reservatório. Na próxima seção será detalhado como foi estimado esse parâmetro para cada mês do ano. Estimada essa taxa, o volume final estimado do reservatório passou a ser determinado somando-se ao volume inicial a quantidade afluente e subtraindo-se a quantidade retirada e as perdas.

Com relação ao aspecto qualitativo, a literatura apresenta uma série de modelos empíricos simplificados para se estimar a concentração de fósforo no reservatório em função da carga afluente, do tempo de detenção e das características geométricas. Segundo Von Sperling (1996), a abordagem empírica tem sido mais utilizada do que a

conceitual, devido à dificuldade em se elaborar modelos de base física para o fósforo em uma represa, bem como de se obter os valores dos coeficientes e dados de entrada necessários. O modelo empírico mais conhecido mundialmente é o de Vollenweider (1976), desenvolvido predominantemente para lagos temperados:

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \left(\frac{1}{t} + K_s \right)} \quad (5.4)$$

onde:

P = concentração de fósforo no corpo d'água (gP/m³);

L = carga afluyente de fósforo (kgP/ano);

V = volume da represa (m³);

t = tempo de detenção hidráulica (ano);

K_s = coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (1/ano).

Segundo Von Sperling (1996), Salas e Martino (1991), analisando dados experimentais de 40 lagos e reservatórios na América Latina e Caribe, obtiveram, por análise da regressão em função do tempo de detenção na represa, a seguinte relação para K_s:

$$K_s = \frac{2}{\sqrt{t}} \quad (5.5)$$

Ainda segundo o autor, devido ao fato de ter sido desenvolvido com base em dados regionais (inclusive brasileiros), acredita-se que o modelo empírico proposto por Salas e Martino (1991) deva ser o modelo utilizado para o planejamento e gerenciamento de lagos e represas nas condições do Brasil.

Assim, o modelo utilizado para calcular a concentração de fósforo no reservatório foi o desenvolvido por Vollenweider (1976), com os valores obtidos por Salas e Martino (1991):

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)} \quad (5.6)$$

A carga total afluyente ao reservatório por mês (L) foi estimada somando-se as seguintes cargas afluentes:

- Provenientes do rio Tapacurá: calculadas pelo produto entre a quantidade de água mensal afluyente ao reservatório, representada pela quantidade que sai do nó JC15, e a concentração de fósforo neste nó.

- Provenientes do entorno do reservatório, devido:

- A bovinocultura: As fezes de animais de sangue quente constituem-se em matéria orgânica rica em nutrientes, dentre eles o fósforo. Por isso é comum o uso desses excrementos como adubo, auxiliando no enriquecimento do solo. A criação de bovinos às margens dos reservatórios contribui para aumentar o aporte de fósforo aos reservatórios devido ao carreamento desses excrementos pela chuva, constituindo-se assim em uma carga difusa. A carga difusa proveniente por mês da criação de bovinos considerada no modelo foi a estimada por Farias *et al.* (2009). Os referidos autores estimaram esta carga através de informações da quantidade de animais criados na área compreendida pelo buffer de 500 metros no entorno do reservatório de Tapacurá e considerando que essa carga é 9 vezes a gerada pelo esgoto bruto humano.

- As vilas rurais: a carga de fósforo provenientes da população que vive às margens do reservatório de Tapacurá, também foi estimada no estudo de Farias *et al.* (2009) e foi a utilizada no presente estudo.

- Ao aporte principal (AP 11): a carga de fósforo estimada para o AP 11, que representa o restante da área ao entorno do reservatório, foi calculada utilizando a equação (5.1), apresentada na seção 5.1.3.

O volume do reservatório (V), ao fim de um dado mês, foi calculado somando-se ao volume inicial do reservatório a quantidade de água afluyente ao reservatório naquele mês, e subtraindo-se a quantidade de água captada pela COMPESA e as perdas de água no reservatório.

O tempo de detenção hidráulica (t) foi calculado pela fórmula:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (5.7)$$

onde:

V = volume inicial do reservatório (m³);

Q = quantidade de água afluyente ao reservatório ($m^3/mês$).

Estimados esses valores foi possível estimar a concentração de fósforo no reservatório de Tapacurá através da equação (5.6).

5.5. Estimativa dos parâmetros

Conforme mencionado, o objetivo do modelo de simulação é estimar o valor dos parâmetros de quantidade e qualidade que serão utilizados pelo modelo de otimização. Nesta seção, será detalhado como foram feitas estas estimações.

5.5.1. Parâmetro de quantidade

Os parâmetros de quantidade estimados procuram representar as perdas de água do reservatório, perdas devido a retiradas ilegais realizadas por pequenos usuários, tanto no reservatório como ao longo do rio a montante do mesmo, como também pela evaporação.

É estimado um parâmetro para cada mês. Esses parâmetros são taxas percentuais que aplicadas sobre o volume médio do reservatório, em um determinado mês, buscarão capturar as perdas de água no reservatório naquele mês.

Para realizar a estimacão, o modelo de simulação foi executado para todos os meses dos anos de 2003 a 2008. Assim, para um mesmo mês do ano, foram obtidos valores estimados do volume do reservatório para cada um desses 6 anos. A partir da comparação desses 6 valores estimados com o volume do reservatório observado, para dado mês em cada um dos anos, buscou-se estimar uma taxa percentual, que aplicada sobre a média do volume inicial observado e final estimado do reservatório, determinasse uma certa quantidade de água, que ao ser descontada do volume final estimado reduzisse a diferença ao quadrado entre os valores observados e estimados.

Dessa forma, foi feito para cada mês do ano a estimacão de uma taxa de perda do reservatório através da minimização da diferença ao quadrado dos valores observados e estimados pelo modelo. A Tabela 5.5 mostra os resultados obtidos.

Tabela 5.5 – Taxas de perda do reservatório para cada mês do ano.

Mês	Taxa de perda (%)
Jan	5,701508818
Fev	3,308011778
Mar	4,563076562
Abr	2,423997872
Mai	0,981230325
Jun	5,326119158
Jul	4,768122357
Ago	2,949134206
Set	3,853916843
Out	4,906167343
Nov	4,589316042
Dez	3,894279213

Com a incorporação dessas taxas ao modelo de simulação, ao serem multiplicadas pelo volume médio do reservatório para se obter as perdas, o volume final estimado do reservatório para um dado mês passou a ser determinado pela equação (5.8):

$$S = S_0 + Q - C - PERDAS \quad (5.8)$$

onde:

S = volume final do reservatório (m³);

S = volume inicial do reservatório (m³);

Q = quantidade de água afluyente ao reservatório (m³/mês);

C = quantidade de água captada no reservatório (m³/mês);

PERDAS = taxa de perda x volume médio do reservatório (m³/mês).

Com a finalização da modelagem da quantidade, partiu-se para estimar os parâmetros de qualidade, conforme pode ser visto na seção seguinte.

5.5.2. Parâmetro de qualidade

Os parâmetros de qualidade estimados foram os coeficientes de sedimentação do fósforo ao longo dos trechos do rio, ou seja, estes parâmetros representam o decaimento da concentração de fósforo dentro de cada um dos trechos modelados.

Realizando algumas pesquisas relacionadas ao comportamento do fósforo ao longo dos corpos d'água observou-se que esses coeficientes tem uma relação direta com o tempo que o rio leva para percorrer um trecho, quanto maior o tempo, maior a sedimentação e vice-versa. O tempo, por sua vez, é função da velocidade do rio e do tamanho do trecho. A velocidade é função de vários elementos, como, por exemplo, a vazão e aspectos físicos (profundidade, largura), e como não se conseguiu nenhuma informação a respeito das características físicas do rio Tapacurá, optou-se por considerar essa velocidade como função apenas da vazão específica, que por ser considerada única ao longo do rio, em cada período, faz com que a velocidade seja constante ao longo dos trechos. O estabelecimento dessa hipótese faz com que tanto o tempo de percurso, como os coeficientes de sedimentação em cada trecho do rio sejam apenas função dos tamanhos do trecho, para um dado valor de vazão específica.

Depois da estimação desses coeficientes para diferentes vazões específicas, foi feita uma regressão para determinar uma função que relacionasse essas duas variáveis. O que se esperava era que quanto maior fosse a vazão específica, menor seria o coeficiente de sedimentação, uma vez que, maior seria a velocidade, menor o tempo de percurso do trecho e, conseqüentemente, menor o nível de sedimentação. Foi exatamente o que aconteceu, como poderá ser visto no final desta seção.

Os coeficientes de sedimentação são taxas percentuais que representam a diminuição na concentração do fósforo em cada trecho modelado, ou seja, é uma taxa que é aplicada sobre a concentração medida no nó que inicia o trecho, determinando, assim, a concentração de fósforo que chega ao nó que encerra o segmento.

Conforme mencionado, os coeficientes de sedimentação dependem da vazão específica do período analisado e do tamanho dos trechos. Portanto, para um dado período, os valores dos coeficientes de sedimentação dependem do tamanho relativo dos trechos que cada um representa. Sendo assim, foi escolhido como base o primeiro trecho (TM1) e a partir da estimação do coeficiente desse trecho foram determinados os coeficientes dos outros trechos com base na relação de tamanho entre esse trecho e o

trecho base (TM1). A Tabela 5.6 apresenta os tamanhos de cada um dos trechos modelados.

Tabela 5.6 – Tamanhos dos trechos modelados.

Trecho	Tamanho (Km)
TM1	1,87
TM2	4,58
TM3	4,90
TM4	1,40
TM5	2,00
TM6	3,00
TM7	3,46
TM8	0,50
TM9	3,62
TM10	5,94

Para fazer a estimação dos coeficientes, o modelo de simulação foi executado para os seguintes períodos: março, maio, julho, outubro e novembro de 2003; e março, maio, julho, setembro e novembro de 2008. Conforme mencionado em seção anterior, tinham-se apenas dados referentes a 18 períodos, por isso, optou-se por utilizar para a estimação dados referentes a 10 períodos, os mais antigos (2003) e os mais recentes (2008), e o restante foi utilizado para a validação do modelo.

A idéia foi determinar os valores dos coeficientes que fizessem com que a concentração observada no reservatório, último nó do modelo, fosse a mais próxima possível da simulada pelo modelo. Para isso, minimizou-se a diferença ao quadrado da concentração observada no reservatório e a modelada, variando o coeficiente de sedimentação do primeiro trecho. Determinado o coeficiente do primeiro trecho, todos os outros coeficientes são determinados com base na relação do tamanho dos segmentos que cada um representa com o tamanho do primeiro trecho.

Obtidos os valores dos coeficientes do primeiro trecho para os diferentes períodos, ou seja, diferentes vazões específicas, foi feita uma regressão para determinar uma função que relacionasse essas duas variáveis.

A Figura 5.4 mostra os valores obtidos para o coeficiente de sedimentação do primeiro trecho (K1) para os diferentes valores de vazão específica e a reta de regressão estimada.

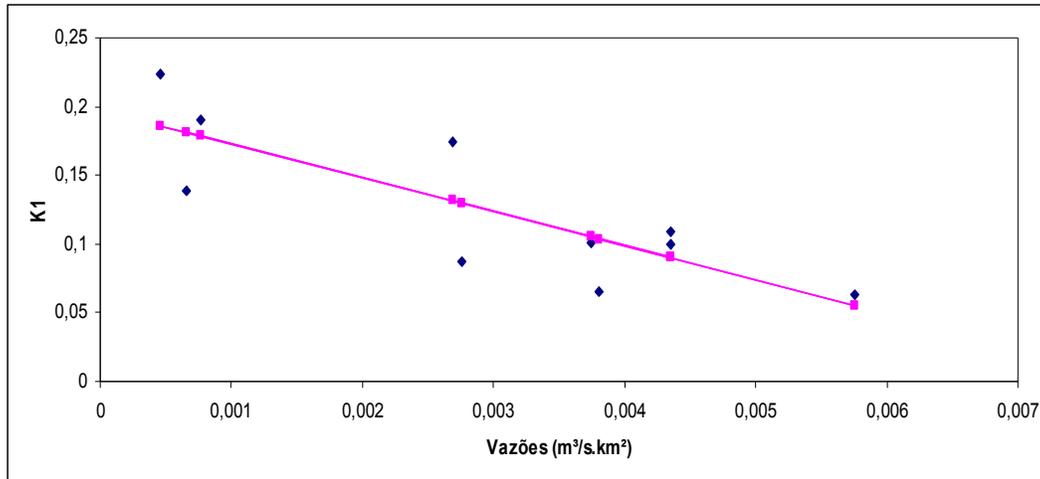


Figura 5.4 – Estimação: Coeficiente de sedimentação do TM1 X Vazões específicas.

A reta estimada é representada pela equação:

$$K_1 = 0,197728802 - 24,69099817(\text{Vazão_específica}) \quad (5.9)$$

O coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,699068, mostrando uma razoável aproximação dos dados a reta. Conforme esperado, existe uma relação negativa entre as duas variáveis.

Os coeficientes dos demais trechos são funções de K1 e seus valores dependem do tamanho dos trechos em relação ao tamanho do primeiro segmento. Abaixo são apresentadas as equações dos outros coeficientes:

$$K_2 = \left(\frac{4,58}{1,87} \right) (0,197728802 - 24,69099817(\text{Vazão_específica})) \quad (5.10)$$

$$K_3 = \left(\frac{4,9}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.11)$$

$$K_4 = \left(\frac{1,4}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.12)$$

$$K_5 = \left(\frac{2}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.13)$$

$$K_6 = \left(\frac{3}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.14)$$

$$K_7 = \left(\frac{3,46}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.15)$$

$$K_8 = \left(\frac{0,5}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.16)$$

$$K_9 = \left(\frac{3,62}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.17)$$

$$K_{10} = \left(\frac{5,94}{1,87} \right) (K_1) \quad (5.18)$$

Antes dessas equações serem utilizadas no modelo de otimização as mesmas foram validadas, conforme será visto na seção seguinte.

5.6. Validação dos parâmetros

Com o objetivo de validar os parâmetros estimados nas duas últimas seções, o modelo de simulação foi executado utilizando dados de mais 8 períodos (março/2004, novembro/2004, março/2005, fevereiro/2005, dezembro/2006, março/2007, abril/2007 e dezembro/ 2007) e foram realizados dois “testes”.

O primeiro consistiu na estimação dos coeficientes de sedimentação para cada um desses 8 períodos da mesma forma descrita na seção anterior e na sua comparação com os valores dos coeficientes que seriam obtidos pelas equações estimadas na última

seção. A Figura 5.5 mostra os valores do coeficiente de sedimentação do primeiro segmento para cada um dos períodos, estimados pela equação (5.9), e os valores do coeficiente que minimizam a diferença ao quadrado entre a concentração de fósforo observada no reservatório e a estimada pelo modelo.

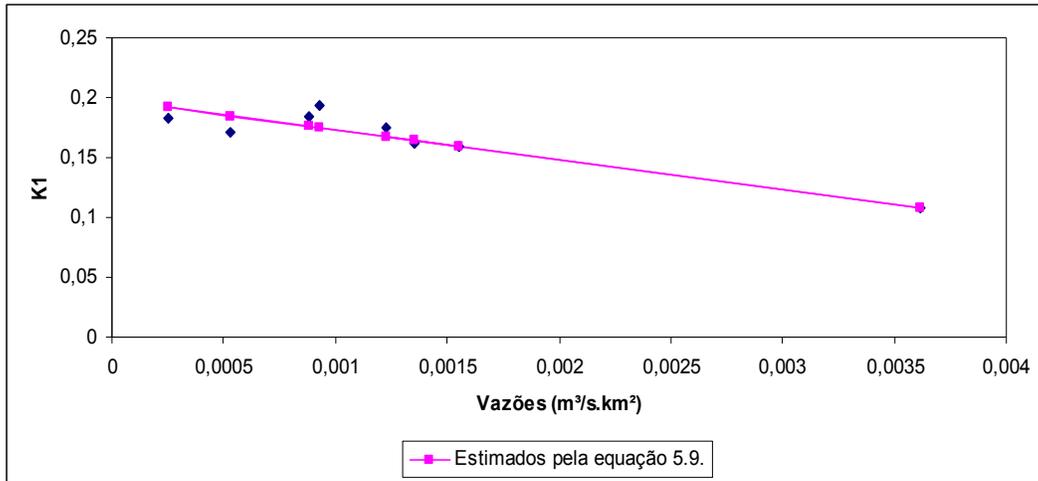


Figura 5.5 – Validação: Coeficiente de sedimentação do TM1 X Vazões específicas.

Analisando o gráfico apresentado na Figura 5.5 observa-se que existe uma grande proximidade entre os valores de K_1 , o que foi comprovado pelo valor do coeficiente de determinação igual 0,841542.

Outro “teste” que foi realizado buscando a validação dos parâmetros foi a execução do modelo de simulação utilizando as equações dos coeficientes de sedimentação, estimadas na seção anterior, e a comparação dos valores finais da concentração de fósforo no reservatório estimados pelo modelo e os observados para cada um desses períodos. A comparação entre esses valores pode ser vista na Figura 5.6.

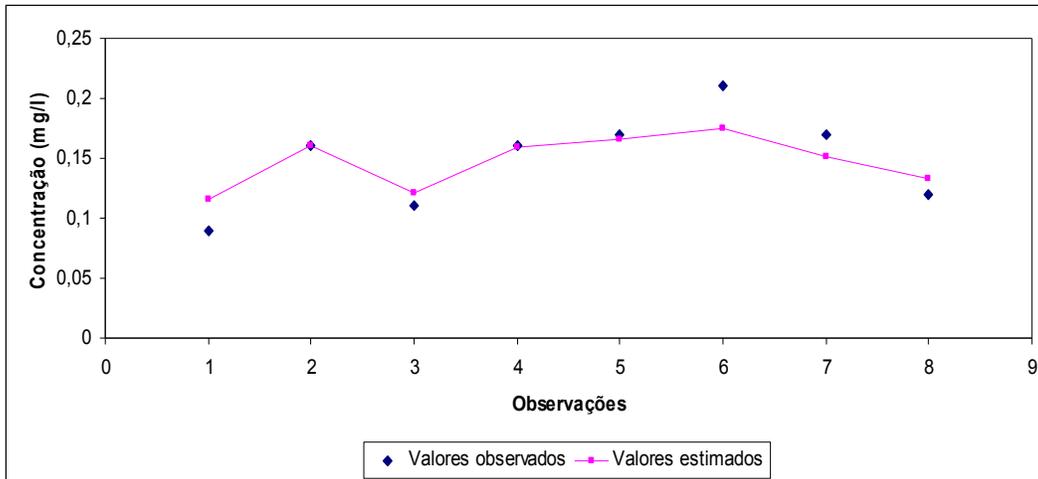


Figura 5.6 – Validação: Concentrações observadas X Concentrações estimadas.

Com base na Figura 5.6, observa-se uma boa aproximação entre as concentrações estimadas e as observadas, permitindo concluir que as equações dos coeficientes de sedimentação representam bem o comportamento do processo de decaimento do fósforo ao longo do corpo d'água.

Visando validar, também, os parâmetros de quantidade, foram comparados os valores do volume final do reservatório estimados pelo modelo e os observados em cada um desses períodos, conforme ilustrado na Figura 5.7.

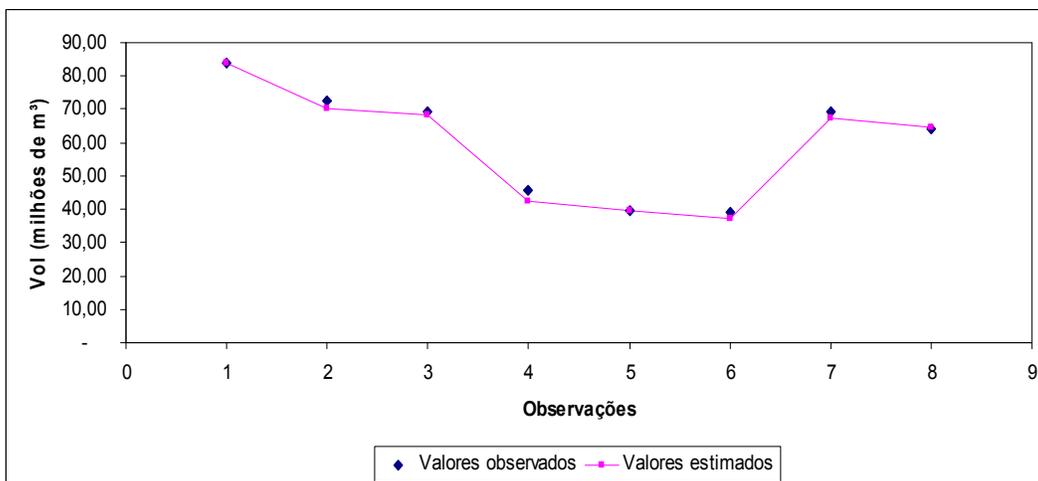


Figura 5.7: Validação – Volume observado X Volume estimado.

Analisando a Figura 5.7, percebe-se uma aproximação ainda maior entre os valores observados do volume do reservatório e os valores estimados, mostrando que o modelo também representa de forma satisfatória o aspecto quantitativo.

Portanto, estimados e validados os parâmetros de quantidade e qualidade, os mesmos passam a ser utilizados no modelo de otimização. Há de se ressaltar que, diante da ausência de dados, acredita-se que os procedimentos descritos para o modelo de simulação possibilitaram as melhores estimativas para os valores dos parâmetros.

6. MODELO DE OTIMIZAÇÃO

6.1. Descrição Geral

O modelo desenvolvido no presente estudo é um modelo econômico-hidrológico integrado que maximiza os benefícios econômicos diretos dos usuários em diferentes anos hidrológicos e cenários climáticos e tem como objetivo apoiar a gestão de recursos hídricos na bacia do rio Tapacurá e, ainda, servir como modelo a gestão de outras bacias. Para o desenvolvimento do referido modelo foi utilizado como fundamento teórico o modelo proposto em Moraes et al (2010) que, como mencionado anteriormente, fez uma adaptação ao modelo econômico-hidrológico integrado desenvolvido pelo IFPRI (Rosegrant et al, 1999). É considerado no modelo um grande número de relações físicas, econômicas e institucionais que são representadas pelos seguintes componentes:

- Componentes de Hidrologia Quantitativa: estes levam em conta o balanço hídrico com respeito à quantidade nos nós que representam os diversos trechos do rio, bem como nos seus afluentes e reservatório.
- Componentes de Qualidade das Águas: inclui o balanço bem como o processo de decaimento e transporte ao longo do rio do fósforo, constituinte utilizado para avaliar a qualidade da água. Conforme mencionado anteriormente, o fósforo foi escolhido por ser considerado o principal responsável pela eutrofização do reservatório e está presente nas principais fontes poluidoras da região.
- Componentes Econômicos: funções de benefício líquido para os usos consuntivos. O somatório dessas funções constitui a função objetivo do modelo de otimização.
- Componentes Institucionais: regras e políticas institucionais tais como outorga, níveis mínimos de constituintes de qualidade permitidos, fluxos mínimos exigidos por demandas ecológicas, etc.

Todos esses componentes são integrados numa plataforma única para subsidiar decisões que digam respeito à alocação de água no trecho modelado da bacia do

Tapacurá, a montante do reservatório de mesmo nome (ver Figura 5.1), que tenham como meta minimizar problemas de disponibilidade hídrica e de qualidade da água.

As principais características do modelo são apresentadas abaixo:

- O modelo é aplicado para o período de um ano com passos mensais, iniciando-se a partir do mês de setembro, primeiro mês depois da estação chuvosa;
- O trecho modelado foi dividido em 11 segmentos;
- Fazem parte do modelo os 4 principais afluentes, 11 fontes superficiais naturais de água, e 4 fontes poluidoras pontuais, a saber: os esgotos doméstico de Pombos e Vitória, e os efluentes lançados pelas casas de farinha e pelo matadouro de Pombos;
- Os usos considerados são: o uso para abastecimento humano, representado pela COMPESA, o uso para abastecimento industrial, Engarrafamento Pitú Ltda, e o uso para irrigação, representado pelos irrigantes que cultivam hortaliças no entorno do riacho Natuba, principal afluente do rio Tapacurá.

O modelo trata a questão da alocação da água de forma a otimizar o bem-estar de todos os usuários no que se refere ao atendimento de disponibilidades, considerando também a questão da qualidade. Como consequência, se a qualidade do rio for diminuída, devido a alguns usos, outros usos deverão ser restringidos para que o rio possa se recuperar através do processo de autodepuração.

Segundo Von Sperling (1996), a inclusão do fenômeno da autodepuração no modelo de otimização possibilita considerar a capacidade de assimilação dos rios e impedir o lançamento de substâncias poluidoras acima do que possa suportar o corpo d'água.

O modelo, aplicado para um horizonte de tempo de 1 ano, não utiliza valores quantitativos referentes a um ano em particular, determina alocações de água a cada mês para anos representativos de cenários atuais e futuros.

Para representar a oferta hídrica atual, foi utilizada a média das vazões observadas entre os anos de 1989 e 2008 no posto de Vitória de Santo Antão. Para a oferta hídrica futura, foram utilizados os resultados de um modelo hidrológico (Montenegro & Ragab, 2012) que, ao simular cenários de mudanças climáticas

determinou variações das vazões do rio Tapacurá em relação ao cenário atual. Dessa forma, as vazões utilizadas nos cenários futuros foram obtidas a partir das vazões estimadas para o cenário atual, sobre as quais se incidiu as variações das vazões devido às mudanças climáticas esperadas.

Para o cenário atual, o modelo foi executado utilizando dados representativos de um ano hidrológico médio e de um ano crítico, considerando as condições climáticas atuais. As vazões referentes a um ano médio foram obtidas das médias, para cada mês, das vazões observadas de 20 anos (1989-2008). Já as vazões utilizadas para representar um ano crítico, foram obtidas das médias dos dez anos com menores níveis de vazão entre os 20 anos (1993, 1995, 1996, 1999, 2001, 2002, 2003, 2006, 2007 e 2008).

Para representar a situação futura, foram simulados dois cenários considerando mudanças climáticas (Montenegro & Ragab, 2012). O primeiro, referente ao período de 2010 a 2039, considera um aumento de temperatura de 3°C, para os meses de outubro a março, e 2°C, para os meses de abril a setembro, e uma diminuição das precipitações, de 18% para o período entre outubro e março, e 1% para os meses de abril a setembro. O segundo cenário é referente ao período de 2040 a 2069, e simula para os meses de outubro a março um aumento de temperatura de 3°C e uma diminuição das precipitações de 28%, e para os meses entre abril e setembro, um aumento de temperatura de 2°C e uma diminuição das precipitações de 5%.

Ainda segundo Montenegro & Ragab (2012), os resultados do modelo hidrológico referente a esses cenários simulados apresentaram, respectivamente, uma redução de 4,98% e 14,28% na vazão do rio Tapacurá, para os períodos de 2010 a 2039 e 2040 a 2069.

Dessa forma, as vazões utilizadas pelo modelo econômico-hidrológico, desenvolvido no presente estudo, para simular uma situação futura foram obtidas com base nos resultados da pesquisa de Montenegro & Ragab (2012). As vazões utilizadas para representar um ano médio, para o período de 2010 a 2039, foram obtidas diminuindo, em 4,98%, as vazões utilizadas para representar um ano médio no cenário atual. E, as vazões utilizadas para representar um ano médio, para o período de 2040 a 2069, foram obtidas diminuindo, em 14,28%, as vazões que representam um ano médio no cenário atual.

Para encontrar uma solução ótima para o problema foi utilizado o *General Algebraic Modeling System* (GAMS), software de alto nível empregado para resolução de problemas de programação matemática, baseando-se na “modelagem holística” e no método de decomposição por temas. Para tanto, foi utilizada a abordagem *piece-by-piece*, apresentada em Cai *et al.* (2001), que admite que grandes modelos podem ser decompostos em várias partes, que são resolvidas sequencialmente considerando os resultados obtidos nas partes anteriores.

Os *solvers* disponibilizados através do GAMS para resolução de Programação não-linear incluem os baseados no método do gradiente: MINOS5, CONOPT2, e CONOPT3, que foi o usado no modelo apresentado.

Todos estes *solvers* baseados no método do gradiente, conforme relata Cai *et al.* (2001), têm seu desempenho dependente dos valores iniciais dados às variáveis. Uma condição inicial que não seja boa pode levar o *solver* a demorar mais a convergir ou até mesmo a não convergir para uma solução ótima. Isto inclui o problema muito comum em sistemas não-lineares grandes e complexos de não se chegar a uma solução viável. Por isso, deve-se usar a abordagem *piece-by-piece*, cujo objetivo é encontrar melhores valores iniciais resolvendo uma sequência de sub-modelos que vão aumentando de tamanho.

Para se ter uma idéia do tamanho e do grau de não-linearidade do modelo desenvolvido, algumas medidas fornecidas pelo software utilizado para resolver o modelo são dadas a seguir:

1. Número de restrições: 4.294
2. Número de variáveis: 4.186
3. Número de elementos no Jacobiano não-nulos: 10.051
4. Número de elementos no Jacobiano não-lineares: 3.383

Uma vez que em torno de 34% dos elementos não-nulos no Jacobiano são não lineares, isto indica um grau de não-linearidade razoável. Além disso, tendo mais de 4.000 variáveis e restrições, pode-se considerar o modelo dentro da categoria de sistemas não-lineares grandes e complexos.

Por isso, no presente estudo, foi utilizada a abordagem *piece-by-piece*, sendo o problema dividido em duas partes, ou seja, dois sub-modelos: o de quantidade (sub-

modelo 1) e o de qualidade (sub-modelo 2), que conterà restrições adicionadas ao sub-modelo 1. Dessa forma, foi resolvido primeiro o sub-modelo de quantidade e sua solução foi utilizada pelo sub-modelo de qualidade como condição inicial, contribuindo para a busca de uma solução do modelo completo, representada pela solução do sub-modelo 2.

A estrutura do modelo pode ser mostrada de forma genérica, através da seguinte formulação (Moraes et al, 2010):

$$\max f(x, y) \quad (6.1)$$

Sujeito às restrições:

$$g_1(x) = 0 \quad (6.2)$$

$$g_2(x, y) = 0 \quad (6.3)$$

E aos limites:

$$x^l \leq x \leq x^u \quad (6.4)$$

$$y^l \leq y \leq y^u \quad (6.5)$$

Onde x e y são vetores de variáveis de decisão, algumas das quais podendo ser variáveis de folga. As funções g_1 e g_2 são vetores de equações lineares e não-lineares, diferenciáveis nos retângulos definidos pelos limites estabelecidos nas equações (6.4) e (6.5). Os termos x^l e x^u representam os limites inferiores e superiores das variáveis com definição similar para a variável y . As restrições $g_1(x)$ são representativas do sub-modelo 1, e envolvem apenas as variáveis x . Assim, a idéia é num primeiro momento resolver este primeiro “pedaço” sem levar em conta as variáveis y , ainda não definidas, ou seja, o problema passa a ser descrito como:

$$\max f(x) \quad (6.6)$$

Sujeito às restrições:

$$g_1(x) = 0 \quad (6.7)$$

E aos limites:

$$x^l \leq x \leq x^u \quad (6.8)$$

A solução deste sub-modelo 1, que será denotada por x^* , é então utilizada como condição inicial para o segundo sub-modelo, que inclui as restrições $g_2(x, y)$. A solução do sub-modelo 2 é assim a solução do modelo completo, já descrito nas equações (6.1) a (6.5) (Moraes *et al*, 2010).

Dessa forma, a decomposição por temas foi utilizada para integrar a modelagem de quantidade e qualidade. No sub-modelo 1 são consideradas restrições de disponibilidade hídrica, balanço de massa do reservatório e fluxos mínimos para demandas ecológicas institucionais. No segundo sub-modelo, é introduzido ao sub-modelo 1 restrições de qualidade das águas. Assim sendo, no sub-modelo 1 a alocação ótima de água é encontrada sem se restringir valores de concentração do constituinte de qualidade (fósforo), apenas a questão quantitativa é considerada. As variáveis de decisão são escolhidas de tal forma a respeitarem balanços hídricos e questões institucionais, tais como o de respeitar outorgas estabelecidas, fluxos mínimos para atender demandas ecológicas, etc. Não se considera o impacto de lançamentos com relação à qualidade do rio. O objetivo do segundo sub-modelo é o mesmo que o primeiro - o de maximizar o benefício para a sociedade como um todo - sendo que novos valores de alocação - ainda respeitando as restrições quantitativas - deverão ser encontrados de forma a resultar em constituinte de qualidade dentro dos limites estabelecidos, ou seja, que respeite também as restrições qualitativas: o nível de fósforo exigido pela legislação.

A Função objetivo representa o benefício líquido para todos os usos, localizados no trecho a montante do reservatório de Tapacurá, considerados no modelo: abastecimento humano, abastecimento industrial e irrigação. O benefício líquido de cada um dos usos é calculado pela diferença entre o benefício obtido com o uso da água e o custo médio de captação dessa água. Assim, os benefícios sociais líquidos são mensurados através da agregação dos benefícios e custos individuais líquidos agrupados por categorias de uso. A metodologia para estimação das funções benefícios dos usuários é apresentada em seção específica.

6.2. A Modelagem

A representação do modelo de otimização é a mesma do modelo de simulação. Assim, o modelo de otimização é formulado a partir de uma representação da bacia do

Tapacurá a montante do reservatório em forma de nós e links (Cai *et al*, 2006), que podem ser vistos na Figura 5.1. A seguir são descritos os nós, que representam entidades físicas, e os links, que representam as conexões entre essas entidades.

1) Nós de Demanda de Água:

Foram considerados os usos consuntivos mais significativos, ou seja, os usuários que possuíam outorga na região; apenas os irrigantes do riacho Natuba não possuíam outorga e foram considerados, pois suas retiradas são bastante significativas. Assim, no trecho modelado, os usos da água considerados foram: uso para abastecimento humano, que é o caso da COMPESA, representado na Figura 5.1 pelo mesmo nome; uso para abastecimento industrial, Pitú, também representado na Figura 5.1 pelo próprio nome; e uso para irrigação, representado pelos irrigantes do riacho Natuba, que aparecem na Figura 5.1 com a nomenclatura Irrigantes.

2) Nós do rio principal:

Delimitam os trechos em que o modelo segmenta o rio principal, a montante do reservatório. Aparecem na Figura 5.1 sob o código JC e são em geral determinados pelos pontos de captação da água e por lançamentos importantes como a entrada dos principais afluentes, retornos da indústria e dos efluentes das principais fontes poluidoras pontuais. No entanto, podem, também, ser definidos por uma entrada natural difusa simulada como um aporte pontual. É importante destacar que o segmento iniciado pelo nó JC15 representa o início do reservatório e, portanto, não é aplicado neste segmento as equações de decaimento do fósforo. O último nó, chamado Outlet, representa o ponto final do trecho modelado e é o ponto da barragem do reservatório Tapacurá. Na realidade, ele não é uma junção como as outras, pois não inicia nenhum segmento que vá ser modelado e, portanto, não recebe nenhum lançamento, a menos da contribuição do nó anterior, ou sofre qualquer retirada.

3) Nós Afluentes:

Estes nós representam os principais afluentes do rio Tapacurá. São também representados na Figura 5.1 pelo código JC, sendo que ao lado dos mesmos, entre parênteses, consta explicitamente o nome do afluente representado. Os nós

afluentes, da mesma forma que os nós principais, iniciam um segmento, que no caso é o próprio afluente, e neles são representadas as retiradas e contribuições que ocorrem naquele afluente. Deve-se destacar que para estes nós não é simulado o processo de sedimentação do fósforo, isto porque não existiam dados físicos, nem parâmetros dos afluentes. Sendo assim, o modelo considera que não há nenhum processo de auto-depuração nos afluentes, e portanto a situação modelada é pior do que a real, trabalhando-se assim com uma certa margem de segurança.

4) Nó Reservatório:

O nó reservatório do modelo é representado por um triângulo, cuja base se encontra na posição da sua barragem. A área do polígono é uma representação aproximada da área alagada. O total dos aportes naturais médios e lançamentos na bacia de contribuição do reservatório são computados no nó reservatório.

5) Nós de Fontes de Vazões Naturais Médias:

Estes nós simulam toda a contribuição natural média difusa de um trecho como se fosse uma única fonte. São mostrados na Figura 5.1 sob o código AP, para aportes relativos aos trechos do rio principal, ou AA, para aportes referentes às áreas dos afluentes. No caso dos AP's, os mesmos são numerados de acordo com os trechos associados a estes aportes. Assim, o AP1 representa o aporte natural relativo ao trecho TM1 iniciado pelo nó JC1, lançado de uma forma pontual no fim do referido segmento, ou seja, no nó JC2. Para os AA's, a numeração é feita de 1 a 4 representando as vazões de contribuição das áreas dos afluente considerados no modelo, a saber: Itapessirica, Gameleira, Natuba e Galiléia.

O valor do aporte é obtido a partir das descargas específicas médias e da área de cada segmento/afluente. As descargas específicas médias foram obtidas a partir da divisão das vazões médias, calculadas para o período entre os anos de 1989 e 2008, pela área de drenagem (260 km²) referente ao ponto em que essas vazões foram observadas.

Com relação ao aspecto qualitativo, a estimativa das concentrações de fósforo desses aportes está descrita no Capítulo 5, seção 5.3.

6) Nós de Fontes Poluidoras:

Estes nós representam as principais fontes poluidoras da região, que contribuem significativamente com o aporte de fósforo no rio Tapacurá. As fontes poluidoras consideradas foram os despejos de esgotos domésticos de Pombos e Vitória de Santo Antão, os efluentes (manipueira) oriundos da produção das casas de farinha e os efluentes do matadouro de Pombos. As vazões e concentrações de fósforo de cada um desses lançamentos são apresentadas no Capítulo 5, seções 5.2 e 5.3.

7) Links entre nós principais:

Estes links representam as ligações existentes entre dois nós principais e constituem os próprios trechos modelados do rio principal, em que são simulados os processos de autodepuração do rio.

8) Links entre um nó afluente e um nó principal:

Estes links representam as ligações existentes entre um nó afluente e um nó principal, constituindo os próprios afluentes. Enfatizando que não é simulado o processo de decaimento do fósforo nos afluentes, conforme já mencionado anteriormente.

9) Links entre um nó principal ou nó reservatório e um nó de demanda de água:

Estes representam as captações de água feitas pelos nós de demanda de uso consuntivo da água realizadas nos nós principais/reservatório. Apesar das captações dos irrigantes do riacho Natuba serem distribuídas ao longo desse afluente, foi considerado no modelo um único ponto de captação localizado na junção do Natuba com o Tapacurá.

10) Links entre um nó de demanda de água e um nó principal:

Representam os fluxos de retorno ao rio de alguns pontos de demanda por água. No caso do trecho estudado, representaram-se todos os retornos como sendo devolvidos ao rio principal, simulam-se estes retornos no nó principal imediatamente posterior ao nó principal em que é feita a captação. Na realidade,

alguns retornos vão para afluentes, mas como acabam desembocando no rio foram representados voltando ao Tapacurá.

Os pontos de demanda por água modelados que possuem retornos são a indústria Pitú e os irrigantes do riacho Natuba. A quantidade considerada de retorno é uma proporção fixa da quantidade captada, para abastecimento industrial – 80% e para irrigação – 20% (ONS, 2003). No que se refere à qualidade, considera-se que a água devolvida tem a mesma carga que foi captada.

11) Links entre fontes de vazões naturais e nós principais ou nós afluentes ou nó reservatório:

Estes representam as ligações entre as fontes de vazões naturais superficiais AP's e AA's e os nós principais/afluentes/reservatório. Constitui-se na contribuição natural associada ao trecho/afluente esperada em cada mês.

12) Links entre nós de fontes poluidoras e nós principais ou nós afluentes:

Representam os efluentes lançados das fontes poluidoras nos nós principais ou afluentes.

13) Link entre nó principal e nó reservatório, ou entre reservatório e nó principal:

Representa, no primeiro caso, o fluxo de água total que chega ao reservatório como lançamento do nó principal, ou seja, a quantidade de água liberada por JC15. No caso de um link entre o reservatório e um nó principal, o mesmo representará o fluxo de água a jusante do lago, ou seja, as liberações da represa.

6.3. Equações do Modelo

Nesta seção são descritas as principais equações do modelo, que podem ser classificadas em: equações de restrições de disponibilidade hídrica, equações de restrições de qualidade e equações de simulação. As equações de restrição definem restrições a serem atendidas pelas variáveis de escolha. Já as equações de simulação, que envolvem variáveis e parâmetros exógenos, apenas simulam valores resultantes da escolha. Estas se constituem basicamente nas funções que calculam as concentrações de

fósforo em cada um dos nós principais e as funções que simulam o processo de sedimentação do fósforo ao longo do rio Tapacurá.

6.3.1. Restrições de disponibilidade hídrica

- Equação de balanço hídrico nos nós principais:

Esta equação representa o equilíbrio quantitativo em cada um dos nós do rio principal, em cada mês, e traduz o fato de que o fluxo de água que entra em cada nó em qualquer mês deve ser igual ao fluxo de água que sai. Esta equação é definida para todos os nós principais, com exceção do nó 'OUTLET', que é o ponto final do trecho modelado e, portanto, não se considera nenhum fluxo de água saindo.

- Balanço de massa do reservatório

Esta restrição diz respeito ao balanço hídrico para o nó reservatório. O balanço passa a ser de que a variação de volume no reservatório é dada pela diferença entre o volume afluente ao mesmo e o volume efluente. Dessa forma, o volume final do reservatório, em cada um dos meses simulados, é determinado somando-se ao volume inicial a quantidade afluente e subtraindo-se a quantidade de água alocada à COMPESA, as perdas, provenientes da evaporação ou retiradas “ilegais” não consideradas no modelo, e a quantidade de água para atender a demanda ecológica, que é a quantidade de água mínima exigida para a manutenção das condições ambientais do rio no trecho a jusante do barramento.

Esta equação é definida para cada mês da simulação. No entanto, no primeiro mês simulado o volume inicial do reservatório não é uma variável, é um parâmetro. Como o modelo é executado para um período de 12 meses começando em setembro, foi utilizado como volume inicial desse mês a média do volume do reservatório no final do mês de agosto em dez anos (2003-2012) que foi de 83.644.000 m³.

A quantidade afluente ao reservatório, em cada mês, corresponde a quantidade de água mensal que vem do nó JC15, proveniente do rio Tapacurá, e do nó AP11 referente a área de contribuição do reservatório.

Com relação ao volume mensal efluente, são consideradas as quantidades mensais de água alocada pelo modelo à COMPESA e as perdas mensais. Estas últimas

são calculadas multiplicando-se a taxa de perda referente a determinado mês pelo volume médio do reservatório naquele mês, estes, estimados pela média entre o volume do reservatório no início e no final do mês sem considerar as perdas. A estimativa das taxas de perda para cada mês é descrita na seção 5.5, sub-seção 5.5.1.

- Fluxo mínimo para atender demanda ecológica

O valor do volume efluente ao reservatório, que deverá chegar ao nó seguinte ('OUTLET'), deve atender a um limite mínimo, que se constitui numa demanda ecológica para o trecho seguinte ao lago. A demanda ecológica, conforme mencionado anteriormente, é a quantidade de água mínima exigida para a manutenção das condições ambientais do rio no trecho a jusante do barramento. No entanto, para o reservatório do rio Tapacurá não existe um valor definido. Sendo assim, foi considerado como limite o valor zero. Foram simuladas situações em que são atribuídos valores diferente de zero para esse limite, conforme é apresentado no capítulo de análise e discussão dos resultados.

- Capacidades máxima e mínima do reservatório

Estas restrições têm a ver com a variável que representa o volume final do reservatório em cada mês. Ao estabelecer limite máximo e mínimo para essa variável, não se consideram soluções com volumes do reservatório fora dos mesmos. O limite máximo foi determinado pela capacidade máxima do reservatório, 94.200.000 m³, e o limite mínimo considerado foi zero, visto que, segundo informações obtidas junto a Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac), não existe um limite mínimo estabelecido, ou seja, pode-se retirar água até o reservatório secar.

- Sustentabilidade Hídrica

A sustentabilidade hídrica dos reservatórios é garantida quando o volume final do último mês de simulação for maior ou igual ao volume inicial do primeiro mês da simulação. Dessa forma, esta restrição garante que o volume final do reservatório no fim de agosto seja maior ou igual a 83.644.000 m³, que é o volume inicial do mês de setembro, primeiro mês da simulação.

6.3.2. Restrições de qualidade da água

O Modelo econômico-hidrológico integrado, desenvolvido no presente estudo, trata a questão da qualidade, tanto no que diz respeito ao cálculo das concentrações de fósforo nos nós do rio principal e no reservatório, como também simulando o processo de depuração ao longo do rio, através da sedimentação do fósforo.

De acordo com a revisão da literatura mencionada no capítulo 4, acerca dos modelos econômicos-hidrológicos integrados existentes, não se encontra menção de nenhum deles incorporando o processo de sedimentação do fósforo ao longo do rio. O modelo do IFPRI simula concentração e transporte da salinidade, mas esta não sofre processo de decaimento. Já o modelo desenvolvido por Moraes (2003), simula o processo de depuração do rio, mas com relação aos constituintes demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD).

Como será visto a seguir, as restrições de qualidade implementadas no modelo dizem respeito à imposição de limites máximos da concentração de fósforo no reservatório que devem ser respeitados para todos os meses considerados no modelo.

Deve-se destacar que não foram consideradas restrições de níveis máximos de fósforo nos nós do rio principal. Isso porque se as mesmas fossem consideradas o modelo não teria solução, uma vez que as concentrações de fósforo em alguns pontos do rio Tapacurá são muito elevadas, principalmente nos pontos próximos das fontes poluidoras pontuais.

- Concentração máxima de fósforo no reservatório:

Esta restrição garante que a concentração de fósforo calculada no reservatório, para todos os meses, seja menor ou igual ao limite estabelecido. De acordo com Von Sperling (1996), o principal responsável pela eutrofização é um nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo.

Segundo Gunkel et al. (2003), o principal problema relacionado à deterioração da qualidade da água no reservatório de Tapacurá é o alto nível trófico. A Tabela 6.1 fornece uma classificação para os reservatórios, relativo ao grau de trofia.

Tabela 6.1 – Nível trófico reservatórios - Equivalência do IET com fósforo total.

Nível Trófico	Fósforo total (Ft) (mg/l)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	≤ 47
Oligotrófico	$0,008 < Ft \leq 0,019$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 < Ft \leq 0,052$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$0,052 < Ft \leq 0,120$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 < Ft \leq 0,233$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$> 0,233$	> 67

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

Segundo dados da CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente, o reservatório de Tapacurá é classificado como Supereutrófico, ou seja, as concentrações de fósforo estão entre 0,12 mg/l e 0,233 mg/l. O monitoramento do reservatório realizado em novembro de 2012 pela CPRH apresentou um Índice de Estado Trófico (IET) de 67, o que equivale a uma concentração de fósforo de 0,233 mg/l, que representa o limite entre o nível Supereutrófico e Hipereutrófico.

Com base nestas informações, tentou-se estabelecer restrições de qualidade com o limite máximo das concentrações de fósforo iguais a 0,052, ou seja, o valor máximo permitido para que o reservatório não seja considerado Eutrófico. No entanto, conforme será mostrado na seção de resultados, não foi possível encontrar uma solução para o modelo que atendesse essa restrição para todos os meses simulados, ou seja, não é possível reduzir a concentração de fósforo no reservatório para esse nível apenas alterando os valores alocados para os usuários de água. Sendo assim, passou-se a utilizar no modelo o limite de 0,12 mg/l, para que o reservatório deixasse de ser Supereutrófico.

Para a estimação da concentração de fósforo no reservatório foi utilizado o modelo desenvolvido por Vollenweider (1976), com os valores obtidos por Salas e Martino (1991). O modelo, que foi descrito com detalhes no Capítulo 5, seção 5.4.2, leva em consideração a carga afluyente de fósforo, o volume do reservatório, o tempo de detenção hidráulica e a perda de fósforo por sedimentação.

6.3.3. Equações de simulação

- Concentração de fósforo nos nós do rio principal

Esta equação calcula para cada nó do rio principal a concentração de fósforo. Para realizar esta estimativa é feita uma média ponderada das concentrações de todos os lançamentos que chegam até os nós, em que os pesos são as vazões de cada um desses lançamentos. A descrição detalhada desse processo é apresentada no Capítulo 5, seção 5.4.1. Conforme exposto anteriormente, essas equações não definem restrições a serem atendidas pelas variáveis de escolha e sim simulam os valores resultantes da escolha dessas variáveis. Dependendo das alocações de água determinadas pelo modelo para os usuários ao longo do rio, as concentrações de fósforo nos nós principais serão diferentes.

- Sedimentação do fósforo ao longo do rio principal

Estas equações se referem às equações estimadas pelo modelo de simulação e apresentadas no Capítulo anterior, seção 5.5.2. As mesmas simulam o processo de decaimento do fósforo ao longo do rio principal, tem-se uma equação para cada trecho do rio, que é função da vazão específica calculada para cada mês da simulação. Na verdade, essas equações resultam nos valores dos coeficientes de sedimentação, que são taxas percentuais que aplicadas sobre as concentrações de fósforo dos nós que iniciam os trechos modelados simulam o processo de depuração, resultando ao fim dos segmentos em outros níveis de concentração.

6.4. Função Benefício

6.4.1. Metodologia

A Função objetivo representa o benefício líquido para todos os usos, localizados no trecho a montante do reservatório de Tapacurá, considerados no modelo: abastecimento humano, abastecimento industrial e irrigação. O benefício líquido de cada um dos usos é calculado pela diferença entre o benefício obtido com o uso da água e o custo médio de captação dessa água. Assim, os benefícios sociais líquidos são mensurados através da agregação dos benefícios e custos individuais líquidos agrupados

por categorias de uso. A metodologia para estimação das funções benefícios dos usuários é apresentada nesta seção.

A determinação das funções benefício de cada um dos usuários considerados no modelo foi feita utilizando a estratégia desenvolvida por Moraes *et al.* (2006), que é descrita a seguir através de extração e adaptação de trechos da referida referência.

A idéia foi a partir de valores de elasticidade e do pressuposto de que os valores das mesmas são constantes ao longo da curva de demanda, obter a expressão de uma função de demanda inversa através da resolução de uma equação diferencial simples.

A elasticidade-preço da demanda η é definida por:

$$\eta = (dQ/Q)/(dP/P) \quad (6.9)$$

Onde P é o preço no qual a quantidade observada Q é demandada. Assumindo a elasticidade constante, a equação acima pode ser rearranjada e integrada resultando na seguinte função de demanda inversa:

$$|P| = \exp[\{\ln|Q|/\eta\} + C] \quad (6.10)$$

Esta função, dado que as elasticidades preço são negativas, é uma função exponencial no primeiro quadrante do eixo (P,Q), que é assíntota aos eixos P e Q em direção ao infinito (Figura 6.1). Assim, o valor de P tende a infinito quando Q tende a zero, e tende a zero quando Q aumenta indefinidamente. Isto representa, teoricamente, a realidade, dado que para um pequeno consumo de água, o valor atribuído a ela tenderia a ser alto, e à medida que esse consumo vai aumentando esse valor tende a diminuir.

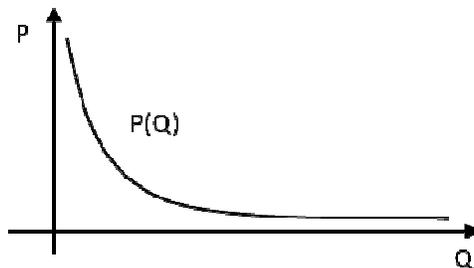


Figura 6.1 - Função demanda teórica com elasticidade constante.

Como tal função demanda impossibilita o cálculo dos benefícios brutos associados a uma determinada quantidade demandada, que é dado pela área sob a curva

de demanda de zero até o valor alocado, pois esta área seria ilimitada, então é necessário adaptar a curva teórica para valores práticos. Para isto, considera-se um valor não nulo para a quantidade alocada zero e valores absolutos das elasticidades, obtendo-se:

$$|P| = \exp[\ln|Q - C_2|^{1/\eta} + C_1] \quad (6.11)$$

Esta função (ver Figura 6.2) trás para valores finitos o valor da água para quantidades alocadas nulas (a curva deslocada passa a interceptar o eixo dos preços no ponto $(0, P_1)$), além de definir uma quantidade alocada na qual o preço tende a zero (ponto $(C_2, 0)$ – consumo autônomo), sendo que alocações a partir deste valor não trariam benefícios e sim prejuízos, portanto a área associada a partir deste ponto será computada como negativa (representando redução no excedente total bruto).

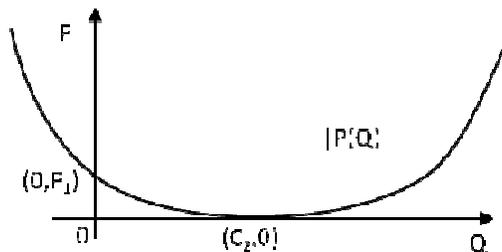


Figura 6.2 - Representação da função exponencial deslocada.

Fonte: Extraída de Moraes *et al.* (2006).

Para obter os benefícios resultantes de uma determinada alocação, representados pela área abaixo da curva até o valor alocado, integra-se a função de demanda inversa (equação 6.11), resultando na expressão:

$$Beneficio(R\$/ano) = e^{C_1} \left[\frac{C_2^{(1/\eta)+1}}{(1/\eta)+1} - \frac{|C_2 - Q_{aloc}|^{(1/\eta)+1}}{(1/\eta)+1} \right] \quad (6.12)$$

Para determinar completamente as funções de demanda inversa para os usuários e, conseqüentemente, as funções benefício, é necessário o estabelecimento de duas condições de contorno, para que as duas constantes (C_2 e C_1) possam ser definidas.

A primeira condição de contorno pode ser definida como sendo o ponto de operação de cada usuário em valores atuais. Este ponto seria aquele associado às demandas requeridas atualmente, cuja ordenada correspondente é o custo médio para captação (Q_{rec} , $C_{méd}$) (Figura 6.3). Dessa forma, os usuários estariam requerendo água

até o ponto a partir do qual qualquer acréscimo na quantidade faria o benefício marginal obtido menor do que o custo marginal para obtenção desse adicional.

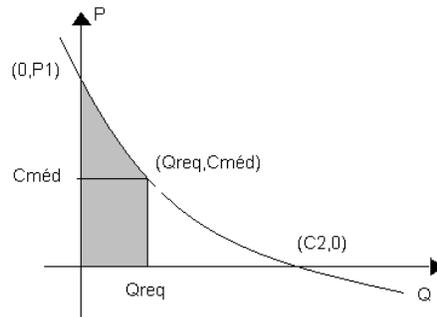


Figura 6.3 - Ponto de Operação.

Fonte: Adaptada de Moraes *et al.* (2006).

A segunda condição de contorno vem de estimativas do benefício bruto obtido com os valores requeridos, que deve corresponder a área sob a curva que aparece hachurada na Figura 6.3.

Com essas condições de contorno definidas são estimadas as constantes C_1 e C_2 para cada usuário através das equações (6.11) e (6.12) e, conseqüentemente, determinadas as funções de demanda e as funções de benefício bruto para os usuários da bacia do rio Tapacurá. A função de benefício líquido resulta da subtração dos custos incorridos, por cada usuário, do benefício bruto:

$$B.Liq(usuário,t) = e^{C_1} \left[\frac{C_2^{(1/\eta)+1}}{(1/\eta)+1} - \frac{|C_2 - Q_{aloc}|^{(1/\eta)+1}}{(1/\eta)+1} \right] - C_{médio} \cdot Q_{aloc}(usuário,t) \quad (6.13)$$

Na próxima seção são apresentadas as estimativas das funções benefício dos usuários que fazem parte do modelo.

6.4.2. Estimativas das Funções Benefício

6.4.2.1 Uso para Abastecimento Humano

No caso da COMPESA, em que a água é utilizada para abastecimento humano, os dados necessários para a estimação da função benefício foram obtidos junto a Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac) e ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). A Tabela 6.2 apresenta esses dados.

Tabela 6.2 - Dados Compesa.

<i>Condições de Contorno</i>	<i>Dados</i>	
Ponto de Operação	Água processamento (m ³ /mês)	3.379.162
	Custo de Aquisição (R\$/m ³)	1,75
Benefício Estimado	Benefício Estimado (R\$/mês)	8.096.576

Fonte: SNIS (2010) e Apac.

A quantidade de água captada foi obtida do termo de outorga concedido a COMPESA contendo a vazão outorgada de retirada, a mesma foi calculada para o período de um mês e apresentada na Tabela 6.2.

O custo de aquisição da água foi obtido no SNIS (2008). O referido custo diz respeito à despesa de exploração por m³ faturado pela COMPESA, apresentada no relatório do SNIS para o ano de 2008.

Por último, para estimar o benefício econômico foi calculada uma média ponderada das tarifas cobradas pela COMPESA nos municípios atendidos pela água do reservatório do rio Tapacurá. Os pesos correspondem ao percentual de distribuição dessa água entre os municípios. A Tabela 6.3 mostra as tarifas e a distribuição da água entre os municípios.

Tabela 6.3 - Tarifas e distribuição da água - COMPESA.

Municípios	Distribuição (%)	Tarifas (R\$/m ³)
Recife	56,7115752	2,63
Camaragibe	10,3111955	2,18
Jaboatão dos Guararapes	4,4190838	2,35
São Lourenço da Mata	2,2095419	2,16
Vitória de Santo Antão	15,8091622	2,01
Bonança	1,3174302	2,01
Pombos	1,3174302	1,90
Industrial ⁷	7,9045811	2,01

Fonte: SNIS (2010) e COMPESA.

⁷ Representam as indústrias existentes na região de Vitória de Santo Antão e Pombos que utilizam água da Compesa.

Com base nas informações da Tabela 6.3 foi encontrada uma tarifa média de aproximadamente R\$ 2,39/m³⁸, que multiplicada pela água captada por mês resulta em um benefício estimado de R\$ 8.096.576,00.

De posse dos dados da Tabela 6.2 foram determinadas as constantes C₁ e C₂ desse usuário utilizando-se o valor da elasticidade igual a 0,43, obtido a partir de meta-análise (Dalhuisen et al, 2001). A Tabela 6.4 apresenta os resultados.

Tabela 6.4 -Estimativas dos valores de C₂ e P₁ para a Compesa.

Elasticidade (η)	C ₂ (m ³ /mês)	P ₁ (R\$/m ³)
0,43	15.376.847,08	3,116488847

O valor de P₁, equação 6.14, refere-se ao preço de racionamento e, conforme já explicado, seria o ponto de interseção com o eixo dos preços, ou seja, o preço que o bem atingiria na ausência do mesmo.

$$P_1 = e^{C_1} \times C_2^{1/\eta} \quad (6.14)$$

O valor de C₂, também chamado de consumo autônomo, representa na prática a quantidade de água alocada a partir da qual não se obteriam mais benefícios por aquele usuário, ou seja, a captação da água começaria a resultar em prejuízos devido a impossibilidade de o usuário usá-la. Em outras palavras, seria uma quantidade de água a que o usuário atribui nenhum valor, em geral por impossibilidade de aproveitá-la.

Com as constantes estimadas foi encontrada a curva de demanda, equação 6.15, e a função de benefício bruto da Compesa, equação 6.16.

$$P = (15376847,08 - Q)^{1/0,43} \times \left(6,02588 \times 10^{-17} \right) \quad (6.15)$$

$$\text{Benefício (R$/mês)} = 6,02588 \times 10^{-17} \left[\frac{15376847,08^{(1/0,43)+1}}{(1/0,43)+1} - \frac{(15376847,08 - Q)^{(1/0,43)+1}}{(1/0,43)+1} \right] \quad (6.16)$$

⁸ Tarifa medida a preços do ano de 2010.

As Figuras 6.4 e 6.5 ilustram essas duas funções.

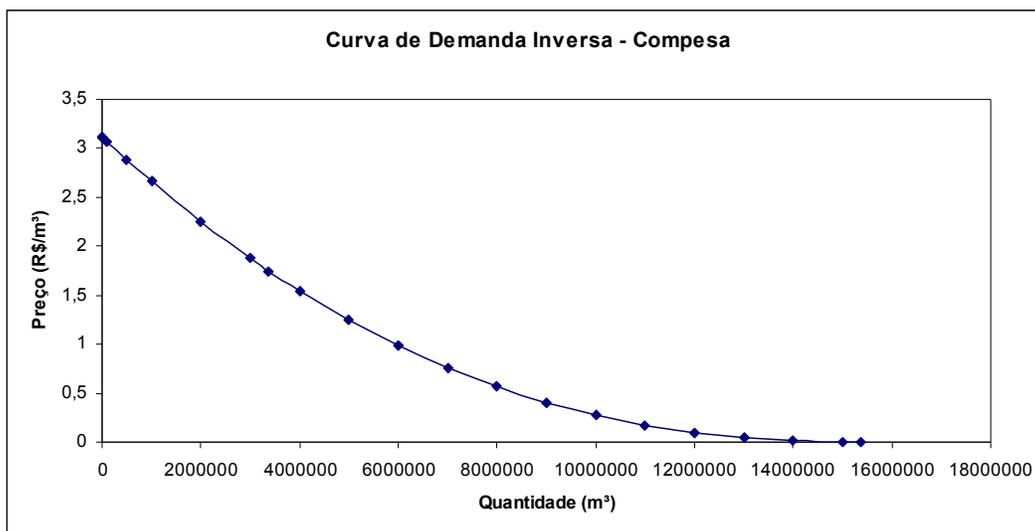


Figura 6.4 - Função de demanda inversa por água da COMPESA.

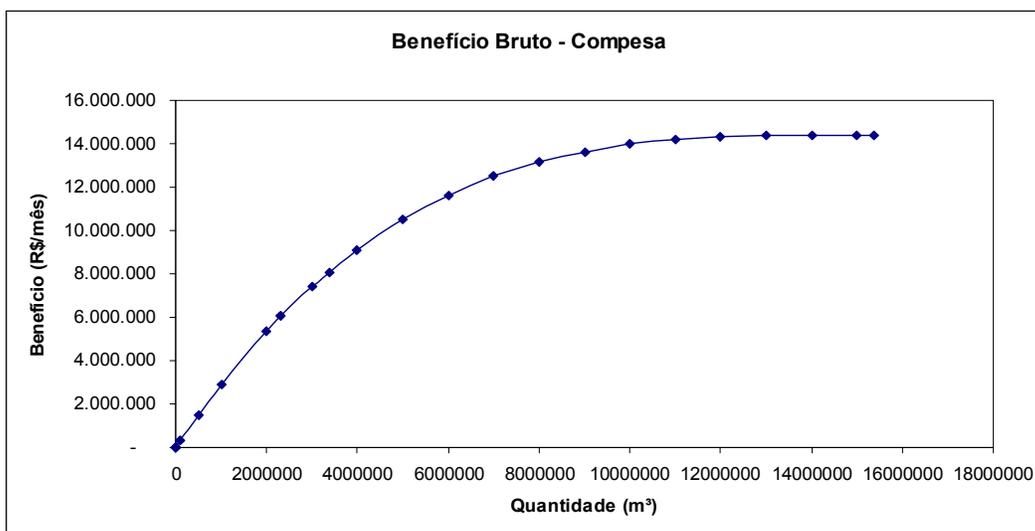


Figura 6.5 - Função benefício bruto da COMPESA.

A função utilizada no modelo de otimização é a função de benefício líquido, equação 6.17, que resulta da subtração dos custos incorridos do benefício bruto:

$$BenefLi(R\$/mês) = 6,02588 \times 10^{-17} \left[\frac{1537684708^{(1/0,43)+1}}{(1/0,43)+1} - \frac{(1537684708 - Q)^{(1/0,43)+1}}{(1/0,43)+1} \right] - 1,75 \times Q \quad (6.17)$$

6.4.2.2. Uso para Irrigação

Os dados necessários para a estimação das funções benefício dos irrigantes do riacho Natuba, uma referente a um mês chuvoso e a outra referente a um mês seco, foram obtidos através de uma pesquisa de campo na região. A Tabela 6.5 apresenta esses dados.

Tabela 6.5 - Dados dos irrigantes do riacho Natuba.

<i>Condições de Contorno</i>	<i>Dados</i>	
Ponto de Operação	Água Processamento (m ³ /mês)	
	- Mês chuvoso	42.030
	- Mês seco	126.090
	Custo de Aquisição (R\$/m ³)	0,03
Benefício Estimado	Benefício Estimado (R\$/mês)	1.476.571,97

Fonte: Produtores do riacho Natuba.

A estimação da quantidade de água captada pelos irrigantes considerando meses chuvosos e secos já foi explicada na seção 5.2.

O custo para captação da água que foi considerado se refere ao gasto com energia elétrica para bombeamento da água, já que este representa uma grande parte do custo total de captação para todos os usuários. Os custos relativos à manutenção, troca de peças defeituosas, entre outros foram desconsiderados tanto pela dificuldade de serem estimados como pela pequena representatividade no custo total. Para a estimação do custo com energia elétrica foi obtido, através de uma conta da Companhia Energética de Pernambuco - CELPE, o gasto em um determinado mês de um irrigante da região. Esse valor foi dividido pela quantidade estimada de água captada por esse mesmo irrigante no mês a que se referia a conta, obtendo-se dessa forma, o custo (R\$) por m³ de água captada.

Por fim, com o objetivo de mensurar o benefício econômico mensal de todos os 250 assentados da região, foram obtidos dados de produção de uma propriedade de tamanho médio, aproximadamente 2.500 m². Com essa informação, foi possível estimar a produção total através da sua multiplicação por 250. Estimada a produção, partiu-se para determinar o valor da mesma. Para isso, multiplicou-se a quantidade produzida de cada cultura pelo preço médio da cultura nos de 2011 e 2012, obtidos no site do Centro

de Abastecimento e Logística de Pernambuco - CEASA/PE⁹ . A Tabela 6.6 mostra a produção dos irrigantes do riacho Natuba por cultura e o preço considerado de cada hortaliça.

Tabela 6.6 - Produção dos irrigantes do riacho Natuba.

Culturas	Unidade	Produção	Preço (R\$)
Alface	Unid.	2.000.000	0,41
Cebolinha	Molho 1 Kg	300.000	2,28
Coentro	Molho 5 a 7 Kg	25.000	12,55

Fonte: Ceasa-PE e produtores do riacho Natuba.

Com base nas informações da Tabela 6.6 foi encontrada uma estimativa do valor da produção mensal dos irrigantes, que diminuído dos seus custos de produção proporcionou uma estimativa do benefício econômico obtido por esses usuários com a utilização da água do rio. Segundo informações dos próprios produtores, os custos são com mão-de-obra, estrume, e, sementes e fertilizantes que correspondem, respectivamente, a aproximadamente 8%, 5% e 6% do valor da produção. Assim, a estimativa para o benefício econômico mensal dos irrigantes foi de R\$ 1.476.571,97.

De posse dos dados da Tabela 6.5 foram determinadas as constantes C_1 e C_2 desse usuário utilizando-se o valor da elasticidade igual a 0,48, obtido a partir de meta-análise (Scheierling et al, 2006). A Tabela 6.7 apresenta os resultados.

Tabela 6.7 - Estimativas dos valores de C_2 e P_1 para os irrigantes do riacho Natuba.

Mês	Elasticidade (η)	C_2 ($m^3/mês$)	P_1 (R\$/ m^3)
Chuvoso	0,48	42.859,06134	106,2269483
Seco	0,48	130.392,6247	34,91674999

Com as constantes estimadas foram encontradas as curvas de demanda e as funções de benefício dos irrigantes do riacho Natuba para meses chuvosos, equações 6.18 e 6.19, e secos, equação 6.20 e 6.21.

⁹ <http://www.ceasape.org.br/verCotacao.php?tipo=hortalicas>

$$P = (42859,06134 - Q)^{1/0,48} \times \left(2,37764 \times 10^{-8} \right) \quad (6.18)$$

$$\text{Benefício (R\$ / mês)} = 2,37764 \times 10^{-8} \left[\frac{42859,06134^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} - \frac{(42859,06134 - Q)^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} \right] \quad (6.19)$$

$$P = (130392,6247 - Q)^{1/0,48} \times \left(7,69585 \times 10^{-10} \right) \quad (6.20)$$

$$\text{Benefício (R\$ / mês)} = 7,69585 \times 10^{-10} \left[\frac{130392,6247^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} - \frac{(130392,6247 - Q)^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} \right] \quad (6.21)$$

As Figuras 6.6, 6.7, 6.8 e 6.9 ilustram essas funções.

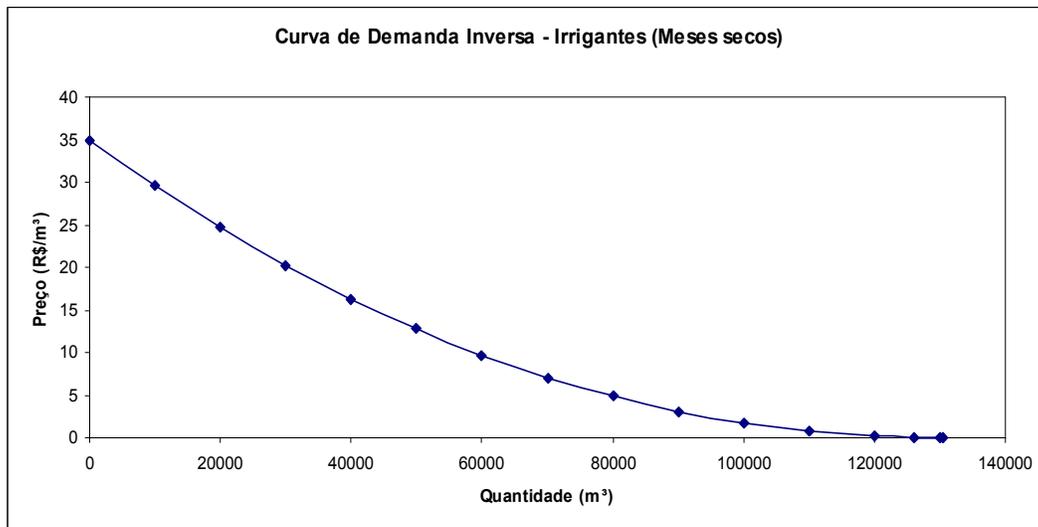


Figura 6.6 - Função de demanda inversa por água dos Irrigantes do riacho Natuba para meses chuvosos.

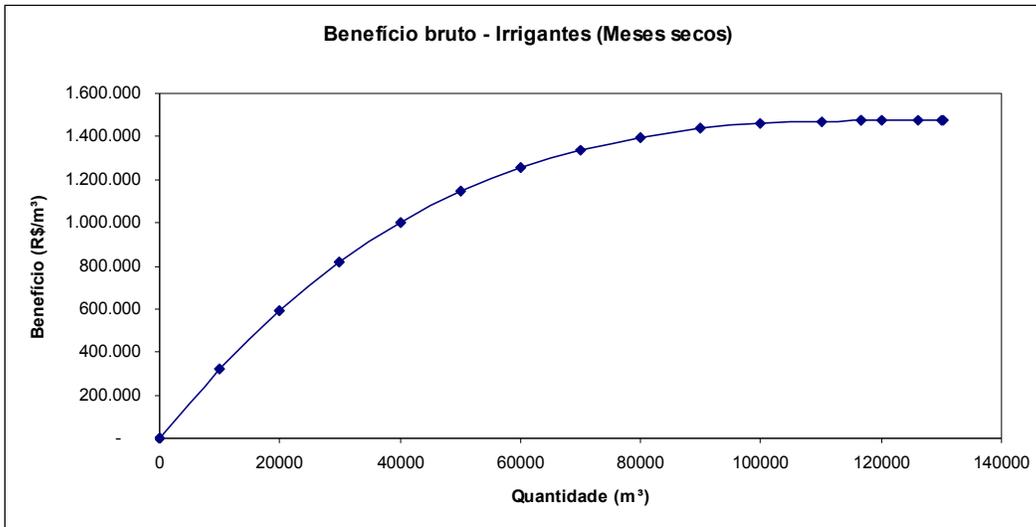


Figura 6.7 - Função benefício bruto dos Irrigantes do riacho Natuba para meses chuvosos.

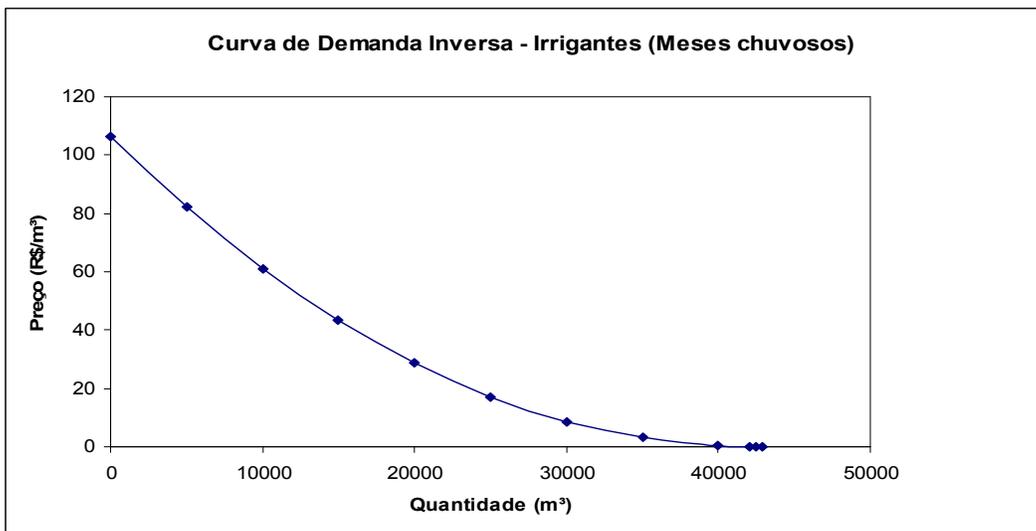


Figura 6.8 - Função de demanda inversa por água dos Irrigantes do riacho Natuba para meses secos.

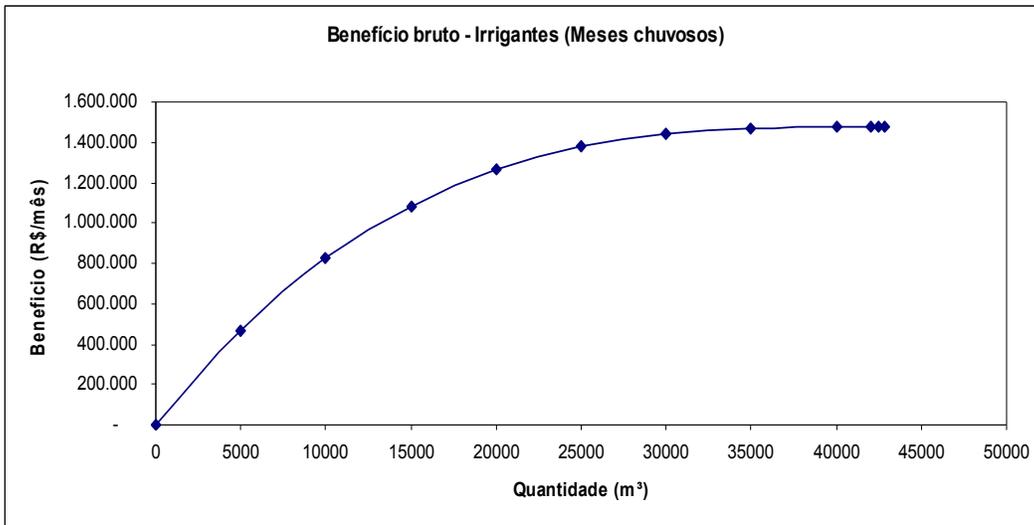


Figura 6.9 - Função benefício bruto dos Irrigantes do riacho Natuba para meses secos.

Subtraindo da função de benefício bruto os custos de captação da água tem-se a função de benefício líquido, que é utilizada no modelo de otimização. As equações 6.22 e 6.23, representam essas funções para meses chuvosos e secos, respectivamente.

$$BenefLi(R\$/mês) = 2,37764 \times 10^{-8} \left[\frac{4285906134^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} - \frac{(4285906134 - Q)^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} \right] - 0,03 \times Q \quad (6.22)$$

$$BenefLi(R\$/mês) = 7,69585 \times 10^{-10} \left[\frac{1303926247^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} - \frac{(1303926247 - Q)^{(1/0,48)+1}}{(1/0,48)+1} \right] - 0,03 \times Q \quad (6.23)$$

6.4.2.3. Uso para Abastecimento Industrial

Os dados necessários para a estimação da função benefício da Engarrafamento Pitú Ltda foram obtidos junto a Agência Pernambucana de Águas e Clima - APAC e a própria indústria. A Tabela 6.8 apresenta esses dados.

Tabela 6.8 - Dados Pitú.

<i>Condições de Contorno</i>	<i>Dados</i>	
Ponto de Operação	Água processamento (m ³ /mês)	36.000
	Custo de Aquisição (R\$/m ³)	2,18
Benefício Estimado	Benefício Estimado (R\$/mês)	1.728.480,00

Fonte: Apac e Engarrafamento Pitú Ltda.

A quantidade de água captada foi obtida do termo de outorga concedido a Engarrafamento Pitú Ltda contendo a vazão outorgada de retirada, a mesma foi calculada para o período de um mês e é apresentada na Tabela 6.8.

O custo de aquisição da água foi obtido em estudo realizado dentro da própria Pitú. Para estimar o gasto por m³ de água retirada do rio foram levados em consideração custos com energia elétrica, mão-de-obra e produtos para tratamento da água. O referido estudo estimou o custo em aproximadamente R\$ 2,18/m³.

Com relação à estimação do benefício econômico, o mesmo foi calculado multiplicando-se o valor da produção mensal de aguardente pela margem de lucro e somando o resultado ao custo mensal de aquisição da água. A Tabela 6.9 mostra a estimativa da produção mensal, do preço médio do aguardente e da margem de lucro, segundo dados disponibilizados pela Pitú.

Tabela 6.9 - Dados de produção de aguardente - Pitú.

Produção (l/mês)	Preço (R\$/l)	Margem de lucro
7.500.000	5,50	4%

Fonte: Engarrafamento Pitú Ltda.

De posse dos dados da Tabela 6.8 foram determinadas as constantes C_1 e C_2 desse usuário utilizando-se o valor da elasticidade igual a 0,58 (IPEA, 2005). A Tabela 6.10 apresenta os resultados.

Tabela 6.10 - Estimativas dos valores de C_2 e P_1 para a Pitú.

<i>Elasticidade (η)</i>	<i>C_2 (m³/mês)</i>	<i>P_1 (R\$/m³)</i>
0,58	39.943,17884	118,0981133

Com as constantes estimadas foi encontrada a curva de demanda, equação 6.24, e a função de benefício bruto da Pitú, equação 6.25.

$$P = (39943,17884 - Q)^{1/0,58} \times (1,37633 \times 10^{-6}) \quad (6.24)$$

$$\text{Benefício (R\$/mês)} = 1,37633 \times 10^{-6} \left[\frac{39943,17884^{(1/0,58)+1}}{(1/0,58)+1} - \frac{(39943,17884 - Q)^{(1/0,58)+1}}{(1/0,58)+1} \right] \quad (6.25)$$

As Figuras 6.10 e 6.11 ilustram essas duas funções.

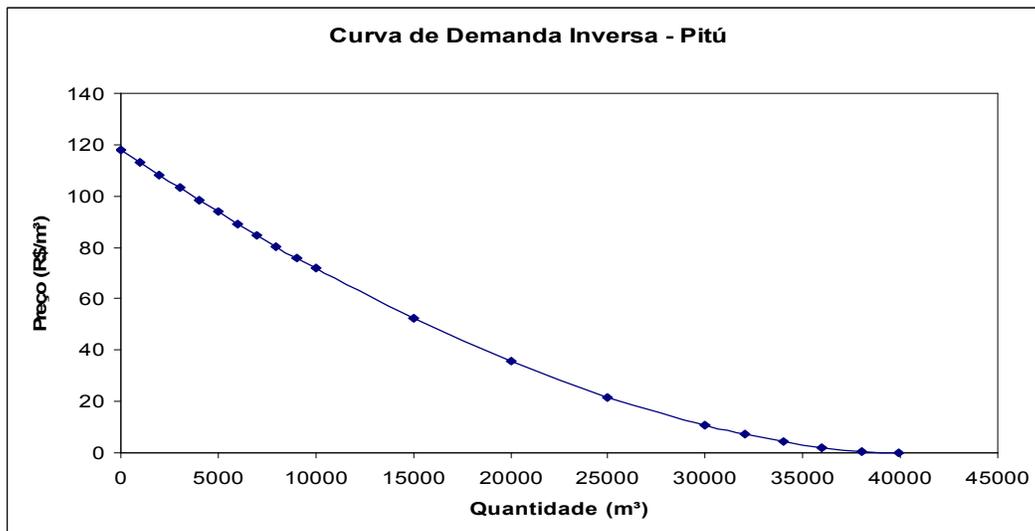


Figura 6.10 - Função de demanda inversa por água da Pitú.

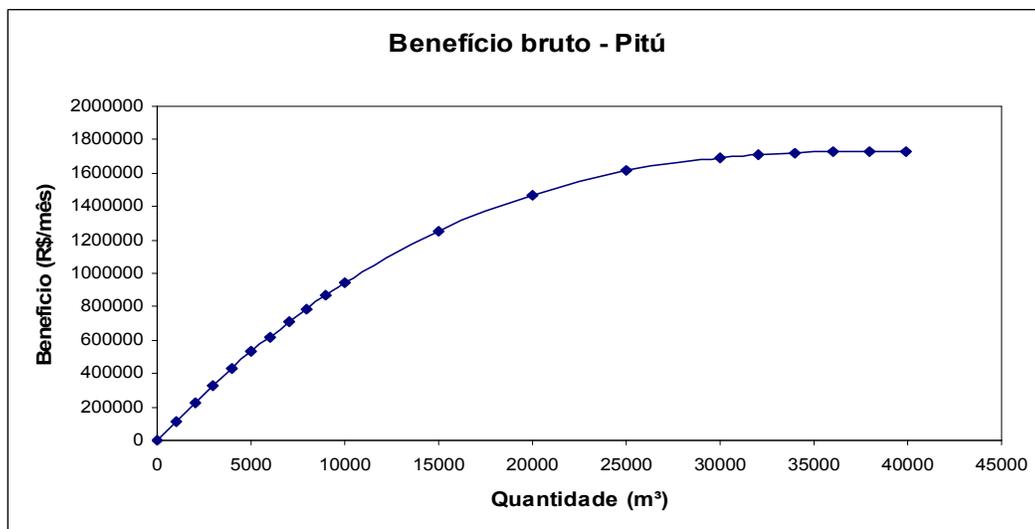


Figura 6.11 - Função benefício bruto da Pitú.

A função utilizada no modelo de otimização é a função de benefício líquido, equação 6.26, que resulta da subtração dos custos incorridos do benefício bruto:

$$\text{BenefLiq}(R\$/\text{mês}) = 1,37633 \times 10^{-6} \left[\frac{3994317884^{(1/0,58)+1}}{(1/0,58)+1} - \frac{(3994317884 - Q)^{(1/0,58)+1}}{(1/0,58)+1} \right] - 2,18 \times Q$$

(6.26)

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados do modelo de otimização obtidos para diferentes cenários. Estes cenários simulam situações que representam características do presente e expectativas para o futuro. Neste último caso, são consideradas mudanças climáticas. Como descrito no capítulo anterior, o modelo de otimização determina uma alocação de água para os usuários da bacia do rio Tapacurá através da maximização de uma função que é a soma dos benefícios líquidos desses usuários, respeitando restrições de quantidade e qualidade da água.

7.1 Cenário Atual

Conforme já mencionado, o modelo de otimização não é executado com dados de um ano em particular, mas com dados de um ano representativo, nesse cenário, das condições climáticas atuais. Para esse cenário, o modelo foi executado em duas situações: utilizando dados representativos de um ano médio e de um ano crítico.

7.1.1. Ano médio

As vazões utilizadas para representar um ano médio (normal), considerando as condições climáticas atuais, foram obtidas das médias, de cada mês, das vazões observadas durante 20 anos (1989-2008) no posto localizado em Vitória de Santo Antão. A Tabela 7.1 mostra as vazões médias utilizadas para cada mês do ano.

**Tabela 7.1 – Vazões representativas de um ano médio no cenário atual.
(continua)**

Mês	Vazões (m ³ /s)
Set	1,438216472
Out	0,431557726
Nov	0,280470194
Dez	0,512970196
Jan	0,843382039
Fev	0,872586114
Mar	0,991207994
Abr	1,44681624

(conclusão)	
Mês	Vazões (m ³ /s)
Mai	2,146216971
Jun	5,94841967
Jul	4,346837269
Ago	2,524095566

A solução do modelo de otimização sem serem consideradas restrições de qualidade da água (sub-modelo1), apresentou alocações para os usuários iguais aos valores outorgados a eles em todos os meses.

Em seguida foram adicionadas as restrições de qualidade ao sub-modelo1 para se obter o modelo completo, controlando a qualidade da água do reservatório a partir da imposição de limites máximos para a concentração de fósforo no mesmo em todos os meses simulados, conforme exposto na seção 6.3.2.

A princípio, buscou-se uma solução para o modelo completo considerando como limite a concentração de 0,052 mg de fósforo/l, tendo em vista que esse é o valor máximo permitido para que o reservatório não seja considerado eutrófico de acordo com Lamparelli (2004). Contudo, ao ser adicionada essa restrição para todos os meses do ano, o modelo passou a não ter solução, indicando que não é possível atender a tal limite alterando somente as alocações de água dos usuários.

Dessa forma, passou-se a utilizar como limite a concentração de fósforo de 0,12 mg/l, uma vez que para concentrações entre 0,052 mg/l e 0,12 mg/l o reservatório é considerado eutrófico¹⁰, e, atualmente, o reservatório de Tapacurá é classificado como supereutrófico, no limite de ser considerado hipereutrófico. Sendo assim, ao se estabelecer o limite de 0,12 mg/l está se colocando uma restrição que ao ser atendida representaria uma melhora na qualidade da água do reservatório.

Entretanto, devido a situação atual do reservatório, que se encontra muito poluído, e a falta de fiscalização e tratamento dos efluentes lançados no rio pelas principais fontes poluidoras pontuais, o modelo, mais uma vez, não conseguiu encontrar uma solução, desta vez que atenda ao limite de 0,12 mg/l para todos os meses do ano. A partir desses resultados pode-se concluir que não é possível melhorar,

¹⁰ Lamparelli(2004).

significativamente, a qualidade da água do reservatório de Tapacurá somente aumentando a quantidade de água do mesmo, ou seja, alocando menos água aos usuários. Então, se o interesse for realmente a melhora da qualidade da água do reservatório, é necessário que os órgãos responsáveis atuem sobre as fontes poluidoras, fiscalizando e tratando os efluentes lançados no rio/reservatório.

Por esse motivo, foi simulada uma situação em que há a implantação de estações de tratamento de esgoto doméstico nas cidades de Pombos e Vitória de Santo Antão, contribuindo para uma redução de 60% da carga de fósforo lançada pelos esgotos dessas duas cidades. Deve-se destacar que existem várias formas alternativas de tratar os esgotos urbanos, cada uma com suas vantagens e desvantagens, contudo não faz parte do escopo deste trabalho determinar qual a melhor ou a mais viável opção para a região estudada. Dependendo da forma de tratamento, a eficiência na remoção de fósforo varia de 20 a 60% (VonSperlling, 1996). Como o nível de poluição no rio Tapacurá é muito grande, para que se pudesse atingir o limite de 0,12 mg/l para a concentração de fósforo no reservatório optou-se por simular o uso de estações de tratamento com uma taxa de redução de 60%.

Incorporando ao modelo a hipótese de uma diminuição de 60% da carga de fósforo lançada pelos esgotos domésticos de forma pontual, foi possível obter uma solução de alocação entre os usuários economicamente ótima que atendia às restrições de qualidade. A Tabela 7.2 apresenta os resultados.

Tabela 7.2 – Resultados do modelo completo para o cenário atual, considerando um ano médio.

(continua)

Mês	Alocação (m ³ /s)			Outorga (m ³ /s)			Fósforo (mg/l)	Vol. reservatório (m ³)
	Pitú	Irrig	Compesa	Pitú	Irrig(*)	Compesa		
Set	0,014	0,045	0,894	0,014	0,049	1,304	0,11	83.629.860
Out	0,014	0,045	0,863	0,014	0,049	1,304	0,06	79.212.522
Nov	0,014	0,045	0,856	0,014	0,049	1,304	0,06	74.751.928
Dez	0,014	0,044	0,823	0,014	0,049	1,304	0,06	71.930.218
Jan	0,014	0,044	0,801	0,014	0,049	1,304	0,07	69.464.037
Fev	0,014	0,045	0,828	0,014	0,049	1,304	0,07	68.437.540
Mar	0,014	0,044	0,76	0,014	0,049	1,304	0,08	67.327.121
Abr	0,014	0,016	0,292	0,014	0,016	1,304	0,12	70.559.860

Mês	Alocação (m ³ /s)			Outorga (m ³ /s)			Fósforo (mg/l)	Vol. reservatório (m ³)
	Pitú	Irrig	Compesa	Pitú	Irrig(*)	Compesa		
Mai	0,014	0,016	1,087	0,014	0,016	1,304	0,12	75.431.577
Jun	0,014	0,016	0,404	0,014	0,016	1,304	0,12	91.877.163
Jul	0,014	0,016	1,304	0,014	0,016	1,304	0,12	94.200.000
Ago	0,014	0,016	1,304	0,014	0,016	1,304	0,12	94.200.000

(*) Os irrigantes não possuem outorga, os valores dessa coluna são as estimativas de água captada por esses usuários.

Analisando a Tabela 7.2 observa-se que as restrições de qualidade e quantidade foram atendidas, as concentrações de fósforo são menores ou iguais a 0,12 mg/l, e o volume do reservatório no fim do último mês da simulação é maior do que o volume no início do primeiro mês. As Figuras 7.1 e 7.2 comparam as concentrações de fósforo e o volume do reservatório obtidos no sub-modelo1, sem restrições de qualidade, e no modelo completo. Como esperado, para se obter uma solução ótima ao se introduzir as restrições de qualidade, além de reduções consideráveis nas fontes pontuais das principais cargas poluidoras, as alocações de todos os usuários não são mais completamente atendidas, especialmente a do usuário COMPESA, de forma a manter o volume do reservatório num nível mais elevado e assim diminuir as concentrações de fósforo para os níveis admissíveis. Pode-se observar na Tabela 7.2 que os valores alocados para a indústria Pitú são iguais aos valores outorgados e os valores alocados para os irrigantes do riacho Natuba sofrem uma pequena redução em relação à outorga. Já para a Compesa, tem-se uma diferença bem maior entre o valor outorgado e os alocados pelo modelo.

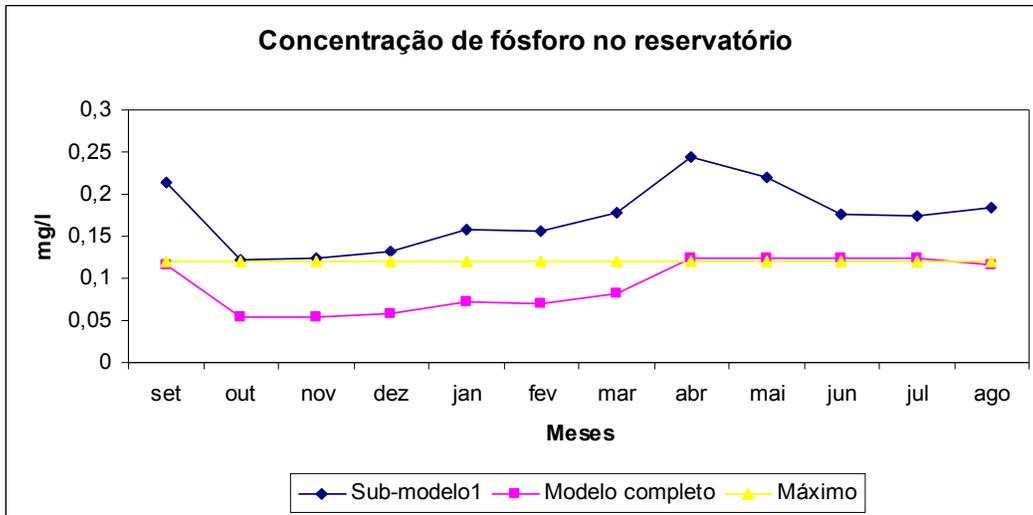


Figura 7.1 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação às concentrações de fósforo do reservatório.

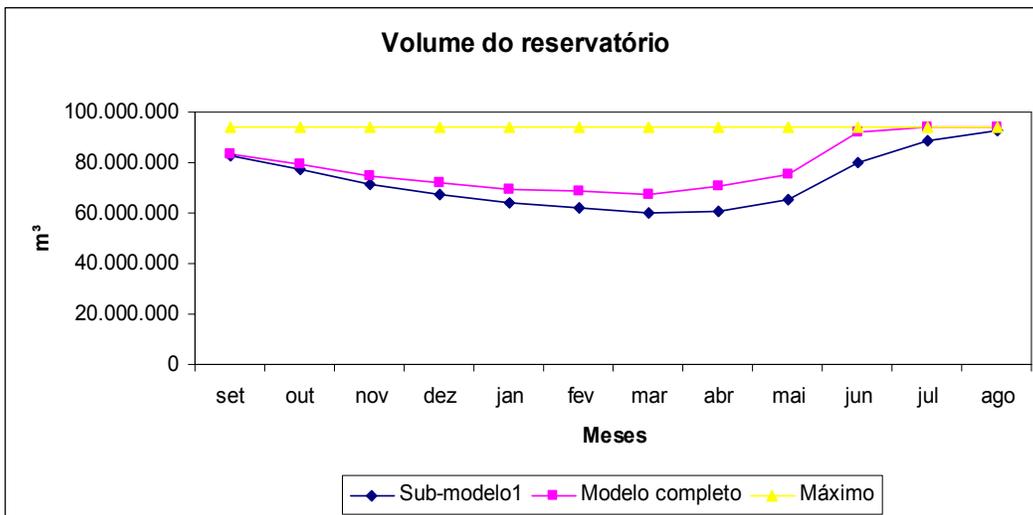


Figura 7.2 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação ao volume do reservatório.

As Figuras 7.3, 7.4 e 7.5, ilustram as outorgas e as alocações obtidas no sub-modelo1 e no modelo completo para os usuários.

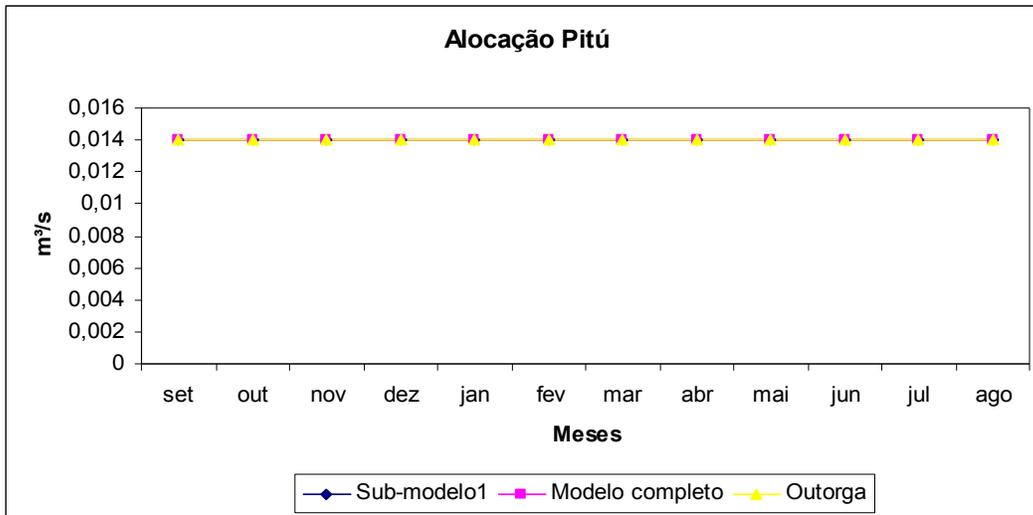


Figura 7.3 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação da Pitú.

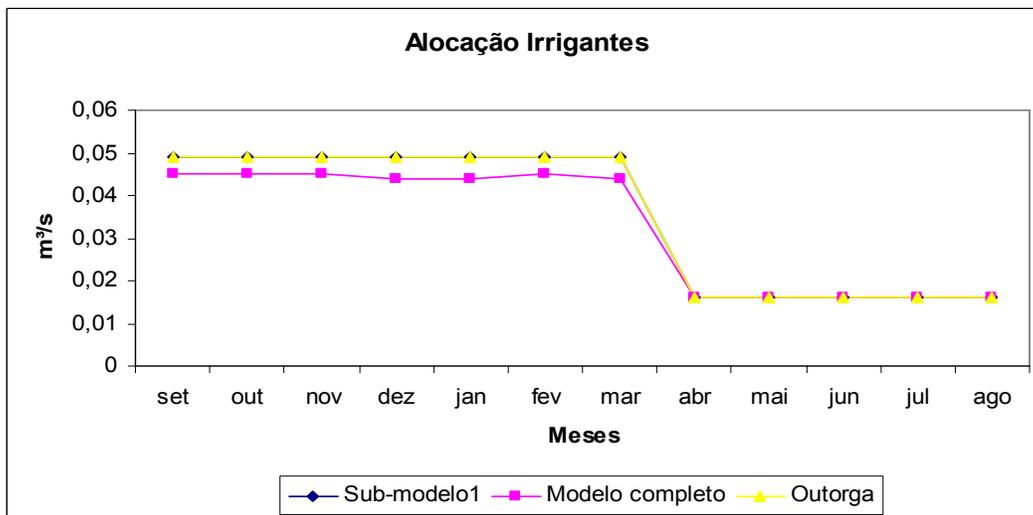


Figura 7.4 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação para os irrigantes do riacho Natuba.

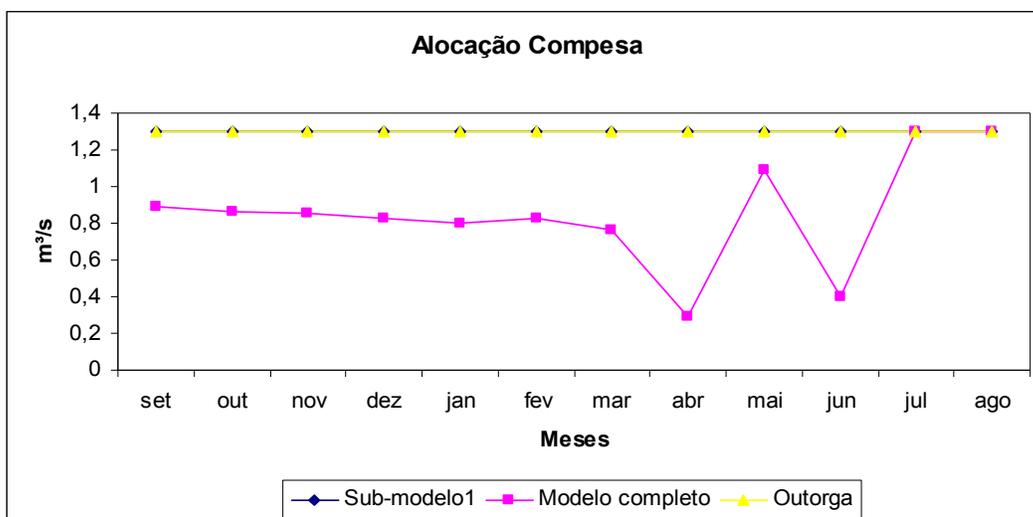


Figura 7.5 - Comparação do Sub-modelo1 e do Modelo completo com relação à alocação para a Compesa.

Assim, a imposição das restrições de qualidade faz com que a quantidade total de água alocada seja menor, aumentando o volume do reservatório e diminuindo as concentrações de fósforo.

O atendimento aos limites de qualidade e a consequente melhoria na qualidade da água do reservatório na modelagem, representa um custo para os usuários da bacia, uma vez que a diminuição da água captada reduz os benefícios econômicos obtidos pelos mesmos. A Tabela 7.3 mostra, para cada usuário, as quantidades anuais outorgadas, as alocadas pelo modelo completo e a redução de benefício líquido na solução econômica ótima encontrada.

Tabela 7.3 – Redução do benefício líquido dos usuários para o cenário atual, considerando um ano médio.

Usuários	Outorga (m³/ano)	Alocação (m³/ano)	Redução do benefício líquido (R\$/ano)
Pitú	435.456	435.456	0
Irrigantes	1.096.416	1.016.064	11.000
Compesa	40.559.616	26.479.872	4.208.000

A modelagem econômico-hidrológica integrada identifica a alocação ótima através da maximização do benefício agregado líquido, que é a diferença entre o benefício agregado e o custo total, ambos sob a ótica privada (e não social), sujeito às

restrições de quantidade e qualidade de águas, agronômicas e institucionais. Estas restrições incorporam a preocupação com os possíveis danos ao bem público. Assim, simula-se uma situação em que os agentes econômicos poderiam atuar livremente em busca de seus interesses privados, pois as restrições para evitar custos externos, as externalidades negativas, teriam o cumprimento assegurado. É esta idéia que vêm sendo utilizada para obter o valor alocativamente eficiente, com os custos externos já devidamente internalizados, na medida em que as restrições necessariamente estariam atendidas.

A modelagem desenvolvida para a bacia do Tapacurá mostrou a redução do benefício líquido total anual dos usuários, devido ao atendimento das restrições de qualidade, como sendo de R\$ 4.219.000,00. Esta é uma medida dos custos atuais que deveriam estar sendo internalizados pelos usuários diretos da bacia, e que dessa forma seriam repassados para os seus preços. Como nas condições reais isto não ocorre, há um efeito de propagação fora da transação de mercado, que não é capturado pelo preço dos bens que estão sendo negociados. Se o preço não reflete todos os benefícios e custos decorrentes da produção e do consumo não será confiável como mecanismo de sinalização e o mercado falhará. Uma consequência importante é que os recursos escassos serão ineficientemente alocados (Thomas & Callan, 2009). Particularmente, no caso de uma externalidade negativa como é o caso da eutrofização do reservatório, acontece a sobrealocação, ou seja, a contaminação que pode ser considerada como o uso excessivo das condições naturais de recuperação do biosistema.

Esses valores são assim uma medida dos valores que deveriam ser internalizados pelos agentes para que o problema da qualidade da água do reservatório Tapacurá não ocorresse no cenário atual para um ano médio. É importante salientar que a real medida dos prejuízos para toda a sociedade da condição da eutrofização provavelmente é bem maior. O que se mede aqui são os valores que se internalizados pelos usuários diretos, evitaria a falha de mercado.

Uma outra medida importante no apoio a decisão refere-se a redução de custos dos usuários diretos com a redução da contaminação da água. O principal deles é representado pela redução do custo de tratamento da água realizada pela COMPESA.

Para estimar esta redução do custo, primeiro foram obtidos os custos com produtos químicos para o tratamento da água dos reservatórios de Tapacurá e de

Carpina para os anos de 2009, 2010 e 2011. O reservatório de Carpina foi o escolhido por ser classificado como eutrófico, que seria a nova classificação do reservatório de Tapacurá a partir do resultado do modelo. Em seguida, estes custos totais foram divididos pela quantidade de água tratada, resultando em uma estimativa do custo por m³ de água tratada para cada reservatório. Dessa forma, ao subtrair Do custo de tratamento do reservatório de Tapacurá, R\$ 0,09 por m³, o custo de tratamento do reservatório de Carpina, R\$ 0,07 por m³, foi obtida uma estimativa da diminuição do custo por m³ de água tratada de R\$ 0,02/m³, ocorrida com a mudança de classificação do reservatório de supereutrófico para eutrófico.

A redução do custo decorrente da melhoria na qualidade da água do reservatório para a COMPESA pode ser obtida rodando-se o modelo considerando a curva de demanda obtida com o novo custo de obtenção. Provavelmente num cenário de contaminação menor, os custos internalizados para manter a situação, através da redução de alocação, devem ser menores que os atuais.

Espera-se que os custos internalizados pelos usuários diretos para melhorar a situação atual da eutrofização do reservatório (passar de supereutrófico para eutrófico) devem ser maiores que os mesmos custos quando a situação do reservatório passar para uma condição melhor. O modelo pode ser usado para a obtenção destes novos valores, bastando para isso usar novas curvas de demanda, associadas aos diferentes custos de obtenção de cada situação de eutrofização.

Mensurações econômicas outras que podem ser comparadas com as aqui obtidas, referem-se aos custos de implantação e operação das estações de tratamento de esgoto consideradas no modelo e os benefícios intangíveis percebidos pela sociedade de boas condições do reservatório. Estes podem ser calculados através de metodologias que capturem o valor de uso e existência do mesmo. Deve-se salientar que o modelo mostra que a implantação do tratamento de esgoto, que traz custos a toda a sociedade e não apenas aos usuários diretos, não resulta na solução do problema da contaminação. Mesmo com essa ação implantada, as reduções de alocação devem ser mantidas para manter o reservatório em bom estado. Posteriormente, os benefícios intangíveis dados pela sociedade às boas condições do reservatório podem ser comparados com os custos da implantação do tratamento de esgotos e mais os custos internalizados.

Sendo assim fica como sugestão para trabalhos futuros uma posterior análise custo-benefício de diferentes condições de eutrofização.

Foram obtidos ainda com a modelagem, resultados de uma análise considerando uma demanda ecológica no trecho a jusante do reservatório. Conforme mencionado anteriormente, não existe um valor definido para essa demanda para o reservatório Tapacurá. A idéia era determinar qual seria o impacto sobre os usuários a montante do reservatório da imposição de um limite mínimo para a quantidade de água que deveria ser liberada pelo reservatório para a manutenção das condições ambientais do rio no trecho a jusante do barramento.

O valor utilizado para a vazão ecológica foi determinado no Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Capibaribe (2010). Para estimar este valor tomou-se como base o método da vazão mínima de sete dias com período de recorrência de dez anos. Trata-se de um método que se insere dentro do grupo de “métodos hidrológicos” ou de “vazões históricas” ou “empíricas” onde são utilizadas apenas informações de vazões históricas para requerimento de vazões mínimas em rios.

Para a regionalização da vazão mínima foram utilizados valores mínimos das médias das vazões diárias, em sete dias consecutivos, obtidos por média móvel e empregaram-se as distribuições de Gumbel e Weibull, para representar eventos mínimos. Esse método foi empregado para a determinação das vazões ecológicas nos trechos, a jusante do reservatório Tapacurá para o rio Tapacurá, utilizando os dados de vazão do posto de São Lourenço da Mata considerando uma série histórica de 1960 a 1975.

O valor da vazão ecológica a jusante do reservatório Tapacurá resultante da aplicação do método descrito anteriormente foi de 172 l/s. Os efeitos da imposição desse limite ao modelo de otimização são apresentados a seguir.

A Figura 7.6 compara os benefícios líquidos (R\$/ano) dos usuários para o modelo completo, em duas situações: considerando a restrição da demanda ecológica e sem considerar essa restrição.

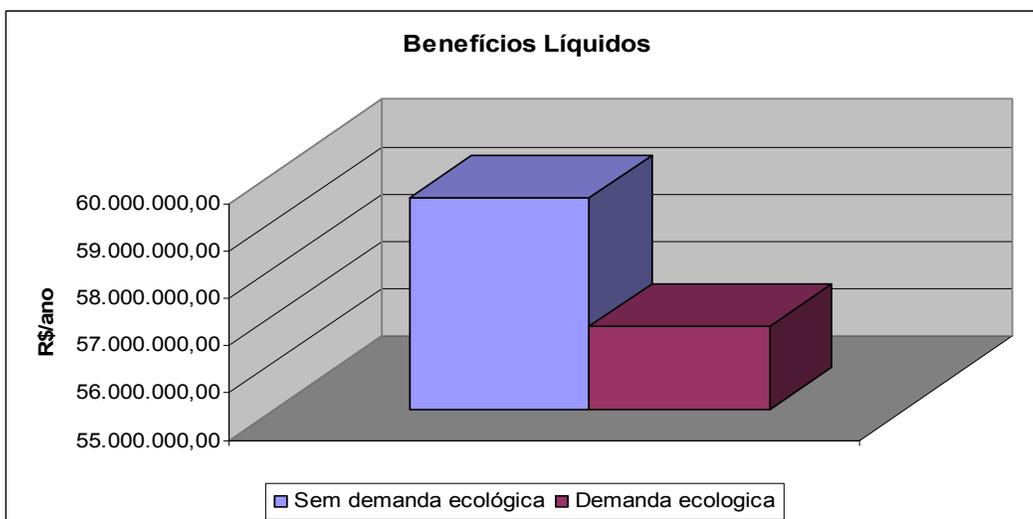


Figura 7.6 - Benefícios líquidos obtidos com e sem restrição de demanda ecológica.

Observando a Figura 7.6, pode-se afirmar que, conforme esperado, ao ser adicionado ao modelo um limite para a demanda ecológica, os benefícios dos usuários são reduzidos. Uma parte da água que era alocada aos usuários é liberada pelo reservatório para atender essa nova restrição, resultando em uma redução do benefício no montante de R\$ 2.707.382,90 por ano.

Com relação às alocações, a Tabela 7.4 faz uma comparação entre as quantidades outorgadas e as quantidades alocadas pelo modelo completo com e sem a imposição de um limite mínimo para a demanda ecológica.

Tabela 7.4 – Alocações para os usuários obtidas do modelo completo considerando limite mínimo para a demanda ecológica.

Usuários	Outorga (m³/ano)	Alocação (m³/ano)	
		Sem demanda ecológica	Com demanda ecológica
Pitú	435.456	435.456	435.456
Irrigantes	1.096.416	1.016.064	1.003.104
Compesa	40.559.616	26.479.872	22.273.056

Analisando os dados da Tabela 7.4, observa-se que não há alteração na alocação para a Pitú, independente de ter ou não a restrição da demanda ecológica. Ainda, sem a restrição da demanda ecológica, as reduções nas alocações dos Irrigantes e da COMPESA, em relação à outorga, são de, respectivamente, 7,3% e 34,7%.

Acrescentando ao modelo a restrição, esses percentuais aumentam para 8,5% e 45,1%. Assim, pode-se concluir que a COMPESA seria o usuário que continuaria internalizando a maior parte dos custos externos, necessários ao atendimento das restrições, aumentado com a introdução da demanda ecológica de R\$ 2.707.382,90 por ano.

Ressalta-se que, a demanda ecológica deve ser calculada de forma a preservar as questões ambientais a jusante do reservatório e portanto garantir as boas condições ecológicas da bacia. No caso da bacia estudada, o valor garante também o atendimento de usuários outorgados no trecho final do rio. Há uma agroindústria, Usina São José, que retira água do rio Tapacurá no trecho a jusante do reservatório e sua vazão outorgada é de 0,054 m³/s. Este valor é menor do que o valor mínimo liberado pelo reservatório de 0,172 m³/s, imposto pela restrição da demanda ecológica. Deve-se observar que a modelagem da forma como implementada não representou este usuário no trecho final, e portanto os seus valores econômicos não foram levantados.

Importante destacar que, para o sub-modelo1 o atendimento à restrição da demanda ecológica não reduziu a quantidade de água alocada para os usuários. Isso significa que a disponibilidade de água num ano médio é suficiente para os usos outorgados.

7.1.2. Ano crítico

As vazões utilizadas para representar um ano crítico foram obtidas das médias mensais de um período de dez anos e são apresentadas na Tabela 7.5 a seguir. Esses dez anos são os que apresentaram menor nível de precipitação dos 20 anos (1989-2008).

Tabela 7.5 – Vazões representativas de um ano crítico no cenário atual.

(continua)	
Mês	Vazões (m ³ /s)
Set	0,590320357
Out	0,164427373
Nov	0,195691826
Dez	0,124372312
Jan	0,591517467
Fev	0,277352989

(conclusão)	
Mês	Vazões (m ³ /s)
Mar	0,39974605
Abr	0,48333431
Mai	0,61670632
Jun	2,59187846
Jul	2,519247789
Ago	1,231919988

Ao executar o sub-modelo1, com as vazões representativas de um ano crítico, obteve-se uma grande redução na quantidade de água alocada aos usuários para atender a restrição de sustentabilidade hídrica. Como a quantidade de água para um ano crítico é bem menor do que a de um ano médio, então, para que ao final do período de um ano o volume final do reservatório fosse maior ou igual ao volume no início do período simulado, foi necessária uma diminuição muito significativa na quantidade de água alocada aos usuários. As alocações anuais resultantes da execução do sub-modelo1 e do modelo completo podem ser vistas na Tabela 7.6.

Tabela 7.6 – Alocações para os usuários obtidas para um ano crítico.

Usuários	Alocação (m ³ /ano)	
	Sub-modelo1	Modelo completo
Pitú	435.456	435.456
Irrigantes	951.264	860.544
Compesa	5.191.776	3.379.968

Analisando os dados da Tabela 7.6 verifica-se que para atender as restrições de qualidade, o modelo completo alocou uma quantidade ainda menor de água aos usuários, observando-se uma redução de aproximadamente 29% em relação ao sub-modelo1 na alocação total da água.

Como resultado da pouca água alocada, houve uma grande redução dos benefícios líquidos. Comparando os benefícios gerados pela alocação do modelo com os benefícios obtidos pelos usuários com a quantidade de água outorgada tem-se uma

diferença de R\$ 24.212.237,70 por ano. Deve-se destacar que, dessa redução, R\$ 19.968.376,70 é referente ao atendimento da restrição de disponibilidade hídrica, enquanto que R\$ 4.243.861,00 são decorrentes do atendimento às restrições de qualidade, conforme Figura 7.7.

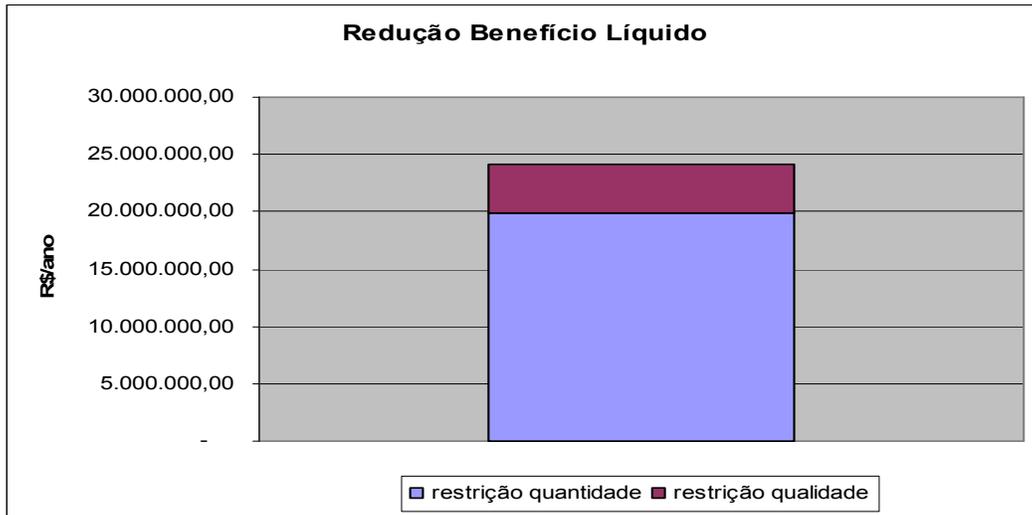


Figura 7.7 - Redução do benefício líquido devido restrições de quantidade e qualidade para um ano crítico.

A Figura 7.8 compara os benefícios líquidos obtidos na solução do modelo completo para um ano médio e para um ano crítico, com os benefícios que seriam obtidos com uma alocação igual à quantidade de água outorgada aos usuários.

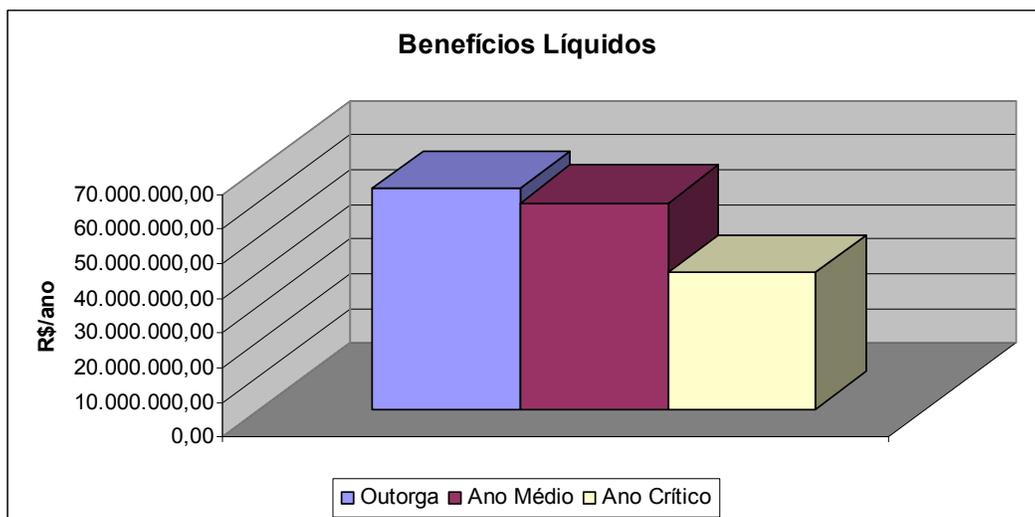


Figura 7.8 - Benefícios líquidos obtidos pelo modelo completo para os anos médio e crítico.

Observando a Figura 7.8, pode-se concluir que as perdas imputadas aos usuários, ao serem atendidas as restrições de disponibilidade hídrica e de qualidade da água, são bem maiores em um ano crítico do que em um ano médio. Para um ano médio a diminuição dos benefícios é de 6,62%, enquanto que para um ano crítico a redução é de 38,02%, com relação aos benefícios obtidos com a quantidade de água outorgada.

Ainda para um cenário crítico, em que a disponibilidade hídrica é bem menor do que para um ano médio, tentou-se rodar o modelo considerando uma liberação mínima do reservatório para atender a demanda ecológica. O modelo conseguiu encontrar uma solução ótima, no entanto, para atender a referida restrição, nota-se uma redução drástica na quantidade de água alocada para os usuários, resultando em uma queda do benefício líquido de R\$ 41.945.398,90, se comparado com o benefício advindo da alocação igual a outorgada. Ainda, nota-se uma redução de R\$ 17.733.161,20 se comparado com a solução do modelo sem a restrição da demanda ecológica.

Com base nos resultados apresentados para o cenário crítico, pôde-se concluir que grande parte das perdas sofridas pelos usuários são devido ao atendimento a restrição de sustentabilidade hídrica, que procura garantir que o volume final do último mês modelado seja maior ou igual ao volume inicial do primeiro mês da simulação. Em outras palavras, resolve-se o problema da alocação para um ano típico, não havendo um gerenciamento da água interanual. Caso essa restrição não fosse considerada, o modelo conseguiria alocar a quantidade de água outorgada aos usuários, mas deixaria o volume do reservatório em um nível muito baixo. Isto indica que o problema da disponibilidade pode ser resolvido fazendo um gerenciamento interanual do reservatório.

Para avaliar isso, o modelo foi executado para períodos maiores do que um ano. A idéia era observar se em anos sucessivos, partindo de um ano crítico, a restrição de sustentabilidade deixaria de ser ativa, uma vez que a restrição não teria que ser atendida para todos os anos, mas sim para o período considerado.

7.1.3. Períodos superiores a um ano

Primeiro, o sub-modelo1 foi executado para um período de dois anos, sendo um representativo de um ano crítico e o outro de um ano médio. O objetivo era saber se quando ocorresse um ano médio após um ano crítico a restrição de sustentabilidade deixaria de ser ativa, ou seja, se o modelo conseguiria alocar uma quantidade de água

igual a outorgada para os usuários, visto que a restrição não precisaria mais ser atendida para o ano crítico, mas para o período de dois anos.

Já que o objetivo era analisar a questão da sustentabilidade hídrica foi executado para o período de 2 anos apenas o sub-modelo1. As vazões utilizadas foram as vazões apresentadas nas seções anteriores para um ano crítico e um ano médio.

As Figuras 7.9, 7.10 e 7.11 ilustram as alocações mensais determinadas pelo modelo para cada um dos usuários nesse período de dois anos.

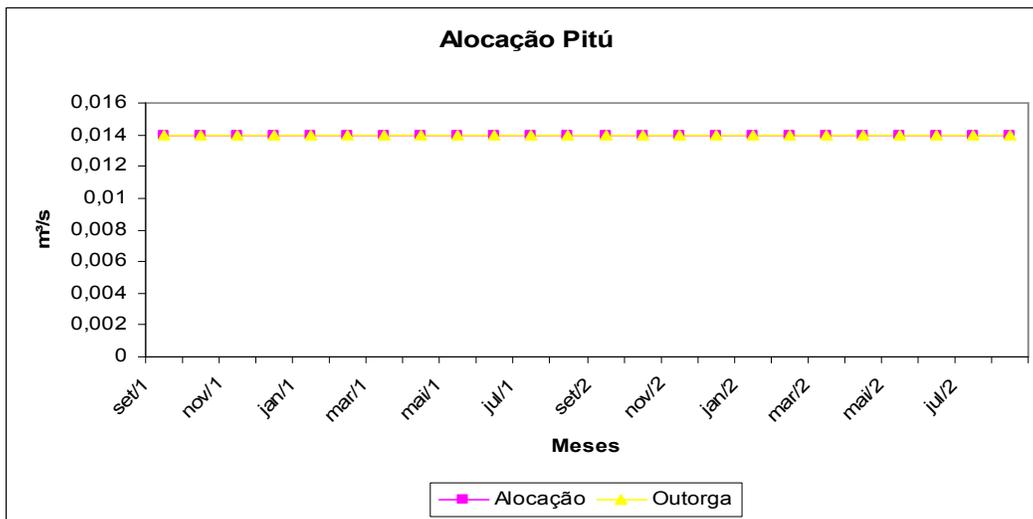


Figura 7.9 - Alocações para a Pitú para um período de 2 anos.

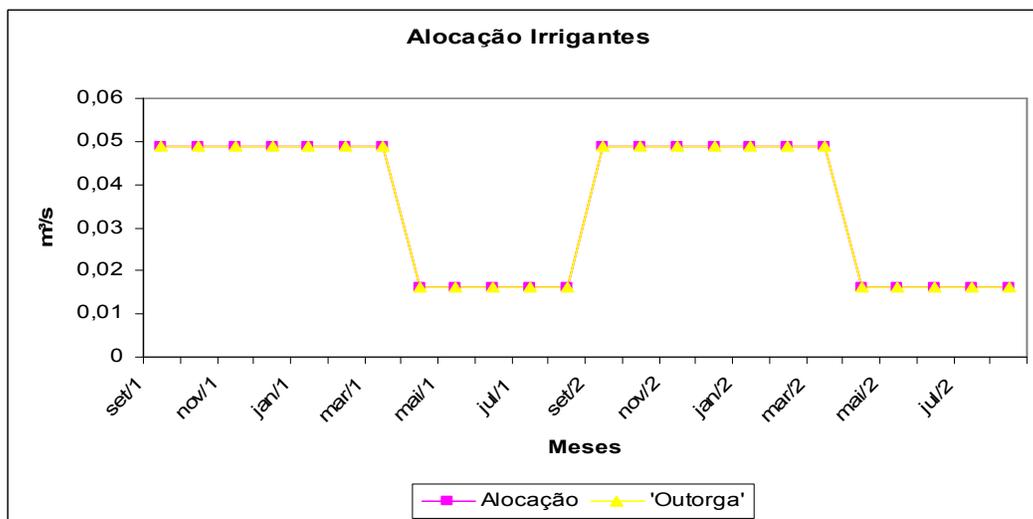


Figura 7.10 - Alocações para os irrigantes do riacho Natuba para um período de 2 anos.

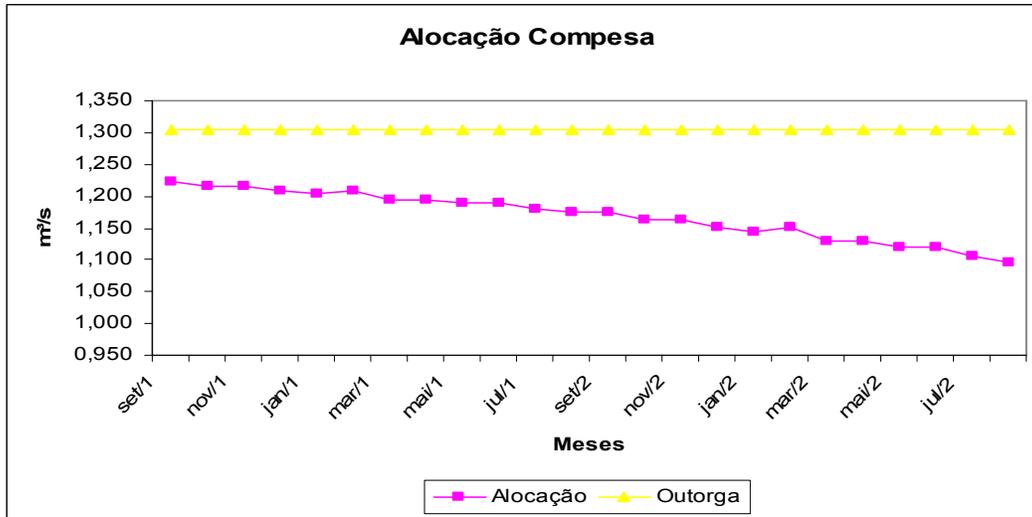


Figura 7.11 - Alocações para a Compesa para um período de 2 anos.

Pelas Figuras 7.9, 7.10 e 7.11 observa-se que a restrição continuou ativa, ou seja, para atender a restrição de sustentabilidade o modelo não conseguiu alocar para todos os meses desse período as quantidades outorgadas a todos os usuários. A Tabela 7.7 apresenta as alocações anuais de água dos usuários para cada ano e a Figura 7.12 ilustra o volume do reservatório para esse período depois das alocações.

Tabela 7.7 – Alocações para os usuários obtidas do sub-modelo1 considerando um período de 2 anos.

Usuários	Alocação (m³/ano)		
	Pitú	Irrigantes	Compesa
Ano 1	435.456	1.060.128	37.314.432
Ano 2	435.456	1.060.128	35.373.024
Outorga	435.456	1.096.416	40.559.616

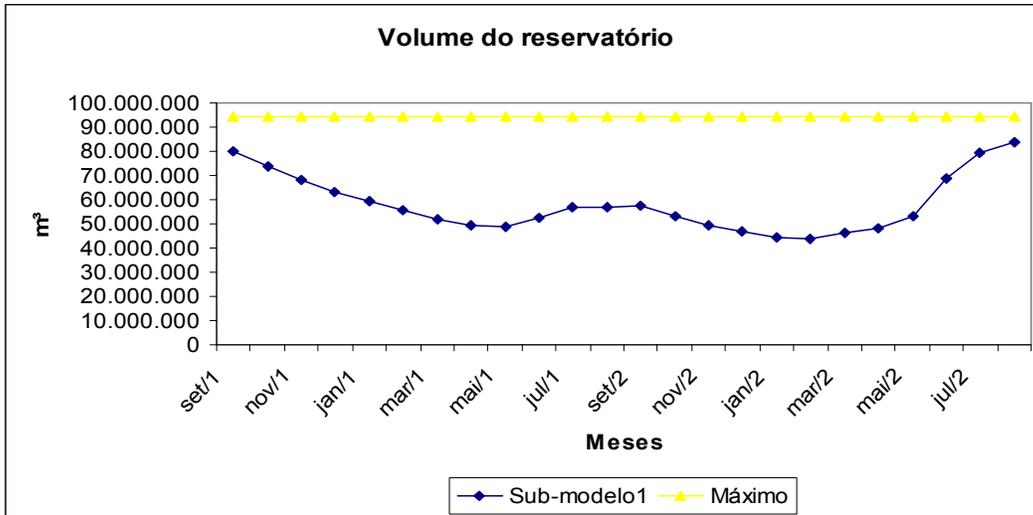


Figura 7.12 - Volume do reservatório para o período de 2 anos após as alocações.

Analisando a Figura 7.12 percebe-se que no final do primeiro ano (crítico), com as alocações feitas pelo modelo, o volume do reservatório ficou abaixo do volume no início do ano. No entanto, isso não fez com que a restrição de sustentabilidade não fosse atendida, uma vez que a quantidade de água disponível no ano seguinte (ano médio) foi capaz de recuperar o volume do reservatório para um nível igual ao do primeiro mês do ano inicial.

Com relação a redução dos benefícios líquidos dos usuários por não serem alocadas as quantidades outorgadas, ver Tabela 7.8, pode-se observar que essa redução foi bem pequena se comparada com o cenário de um ano crítico, uma vez que as quantidades alocadas foram bem próximas das outorgadas.

Tabela 7.8 – Redução do benefício líquido dos usuários obtidos do sub-modelo1 considerando um período de 2 anos.

Usuários	Redução do benefício líquido (R\$/ m³)		
	Pitú	Irrigantes	Compesa
Ano 1	-	1.000	153.000
Ano 2	-	2.000	393.000

Como visto, para um período de 2 anos, quando se tem o primeiro ano seco e o outro médio, o sub-modelo1 não consegue alocar a quantidade de água outorgada aos usuários e atender a restrição de sustentabilidade hídrica. Sendo assim, partiu-se para a

aplicação do sub-modelo1 para um período de três anos, com o objetivo de verificar se para esse período a restrição de sustentabilidade hídrica deixaria de ser ativa. Foi considerado o primeiro ano seco e os outros dois anos médios, obtendo-se as alocações de água para os usuários para cada ano apresentadas na Tabela 7.9, a seguir.

Tabela 7.9 – Alocações para os usuários obtidas do sub-modelo1 considerando um período de 3 anos.

Usuários	Alocação (m ³ /ano)		
	Pitú	Irrigantes	Compesa
Ano 1	435.456	1.096.416	40.559.616
Ano 2	435.456	1.096.416	40.559.616
Ano 3	435.456	1.096.416	40.559.616

Pela Tabela 7.9 pode-se observar que as quantidades alocadas são iguais as quantidades outorgadas, ver Tabela 7.3. Ou seja, quando foi considerado um período de 3 anos, sendo o primeiro ano seco e os demais anos médios, a restrição de sustentabilidade passou a ser inativa. Isso quer dizer que, para um período de três anos com essas características de precipitação, consegue-se alocar a quantidade de água requisitada pelos usuários e manter o reservatório no último mês desses três anos com volume igual ou superior ao volume do primeiro mês da simulação. A Figura 7.13 ilustra o volume do reservatório para esse período depois das alocações.

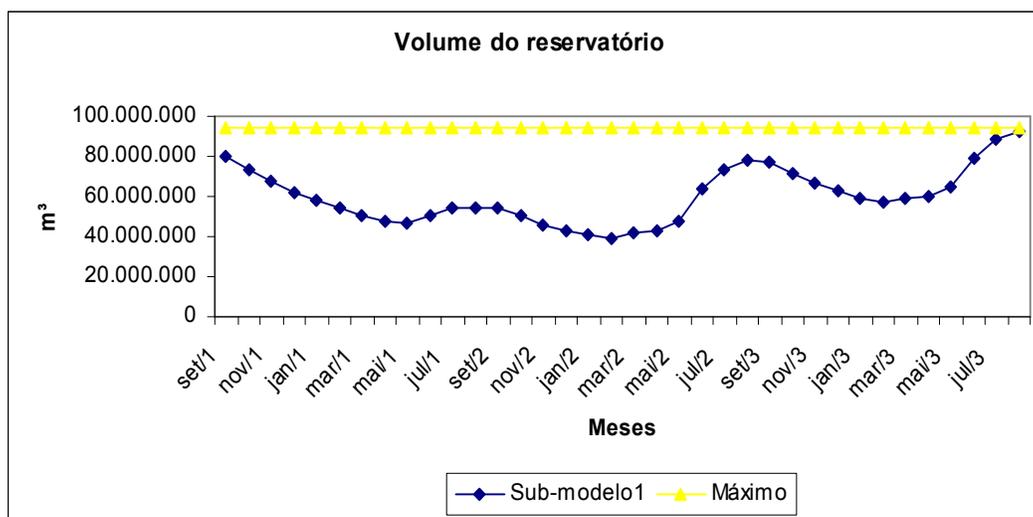


Figura 7.13 - Volume do reservatório para o período de 3 anos após as alocações determinadas pelo Sub-modelo1.

Depois de descoberto que para esse período de três anos a questão da disponibilidade hídrica estaria resolvida, foram acrescentadas ao sub-modelo1 as restrições de qualidade, para analisar o impacto dessas restrições sobre as alocações desse período de três anos.

A solução do modelo completo, ou seja, com a introdução das restrições de qualidade ao sub-modelo1, apresentou uma redução das alocações para os usuários, como era esperado. Para que as restrições fossem atendidas, houve uma diminuição na quantidade de água alocada aos usuários para que aumentasse o volume do reservatório e, conseqüentemente, diminuísse a concentração de fósforo no mesmo. A Figura 7.14 mostra o comportamento do volume do reservatório ao longo desse período.

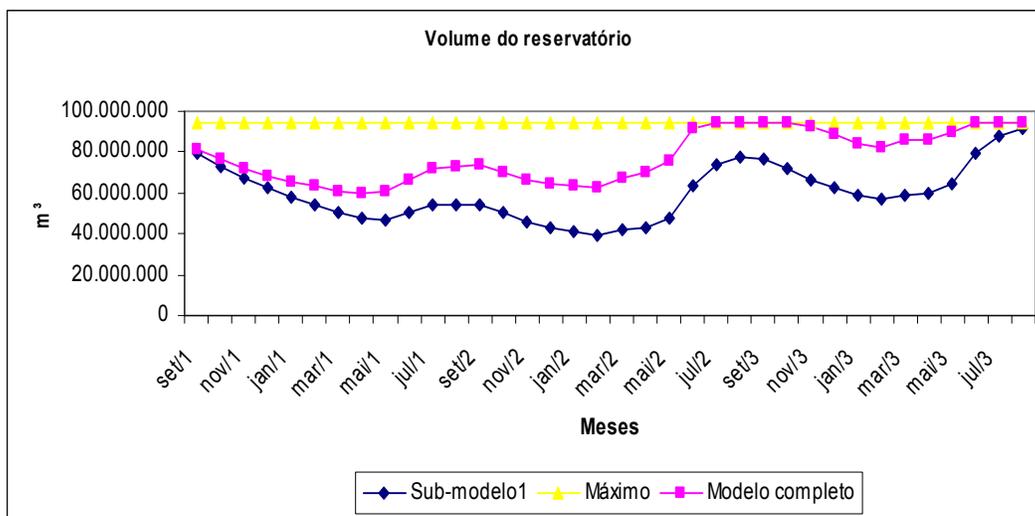


Figura 7.14 - Volume do reservatório para o período de 3 anos após as alocações determinadas pelo modelo completo.

Pela Figura 7.14 observa-se o maior volume do reservatório na solução do modelo completo, necessário para reduzir as concentrações de fósforo no reservatório e assim, respeitar o limite imposto pelas restrições de qualidade.

A Tabela 7.10 apresenta as alocações anuais de água determinadas pelo modelo completo para os usuários em cada um dos três anos.

Tabela 7.10 – Alocações para os usuários obtidas do modelo completo considerando um período de 3 anos.

Usuários	Alocação (m ³ /ano)		
	Pitú	Irrigantes	Compesa
Ano 1	435.456	990.144	18.151.776
Ano 2	435.456	1.010.880	20.717.856
Ano 3	435.456	1.047.168	33.638.976

Conforme mencionado, houve uma redução nas alocações anuais. Essas reduções podem ser vistas comparando os dados da Tabela 7.9 com os dados da Tabela 7.10. Para a Compesa, usuário mais penalizado, a redução média foi de 16.390.080 m³/ano. Quando o modelo foi aplicado para apenas um ano médio essa redução foi de 14.079.744 m³/ano.

Com relação aos benefícios dos usuários, como já visto no caso de um ano médio e de um ano crítico, a melhora na qualidade da água do reservatório seria alcançada internalizando os custos externos dos usuários diretos. A Tabela 7.11 mostra, para cada usuário, a redução de benefício líquido em cada um dos três anos.

Tabela 7.11 – Redução do benefício líquido dos usuários obtidos do modelo completo considerando um período de 3 anos.

Usuários	Redução do benefício líquido (R\$/ ano)		
	Pitú	Irrigantes	Compesa
Ano 1	-	20.000	7.953.000
Ano 2	-	17.000	6.902.000
Ano 3	-	5.000	1.562.000

A redução do benefício líquido (custo) dos usuários é de R\$ 16.459.000,00 para todo o período, ou seja, uma média de R\$ 5.486.333,00 por ano. Importante destacar que esta redução é, exclusivamente, devido ao atendimento das restrições de qualidade. Se comparada com a redução (custo) obtida para um ano médio, R\$ 4.219.000, ver seção 7.1.1, percebe-se que ela é um pouco maior, o que pode ser explicado pelo fato de

um dos três anos ser crítico e, conforme exposto anteriormente, a redução dos benefícios são bem maiores quando se tem um ano crítico.

Para finalizar as discussões sobre o cenário atual são apresentadas na Tabela 7.12 algumas estatísticas fornecidas pelo software utilizado para resolver os modelos aplicados nesse cenário.

Tabela 7.12 – Estatísticas dos modelos executados no cenário atual.

Modelo	Descrição	Número de equações	Número de variáveis	Número de elementos no Jacobiano não-nulos	Número de elementos no Jacobiano não-lineares	Tempo de execução (seg)
Mod1	Ano médio	1.432	1.396	3.337	1.127	5
Mod2	Ano crítico	1.420	1.396	3.325	1.127	3
Mod3	2 anos	2.767	2.719	6.413	2.088	4
Mod4	3 anos	4.294	4.186	10.051	3.383	26

A partir dos dados da Tabela 7.12 foi calculada a proporção de elementos não-nulos no Jacobiano que são não lineares, para se ter uma idéia do tamanho e do grau de não-linearidade dos modelos desenvolvidos. Como resultado foram obtidas, respectivamente, para os modelos 1, 2, 3 e 4 as proporções de 34%, 34%, 33% e 34%, indicando um grau de não-linearidade razoável.

7.2. Cenário Futuro

Neste cenário, o modelo foi executado utilizando valores de vazões representativos de uma situação futura. Para tanto, utilizou-se os resultados de um modelo hidrológico (Montenegro & Ragab, 2012) que, ao simular cenários de mudanças climáticas, determinou variações das vazões do rio Tapacurá em relação ao cenário atual. Sendo assim, as vazões utilizadas neste cenário, foram obtidas a partir das vazões do ano médio do cenário atual, seção 7.1.1, e das variações das vazões devido às mudanças climáticas.

Segundo Montenegro & Ragab (2012), um possível cenário futuro, para o período de 2010-2039, poderia ser representado por: um aumento de temperatura de

3°C, para os meses de outubro a março, e 2°C, para os meses de abril a setembro; e uma diminuição das precipitações da ordem de 18%, para o período entre outubro e março, e de 1% para os meses de abril a setembro. Ainda segundo os autores, o resultado do modelo hidrológico referente a este cenário apresentou uma redução de 4,98% da vazão do rio Tapacurá.

Outro cenário simulado por Montenegro & Ragab (2012) foi para o período de 2040-2069, em que foi considerado um aumento de temperatura de 3°C e 2°C, respectivamente, para os períodos de outubro a março e abril a setembro. Além de uma diminuição nas precipitações de 28% para o período entre outubro e março, e 5% para os meses de abril a setembro. O resultado desse cenário apresentou uma redução da vazão de 14,28%.

Usando estes resultados, o modelo de otimização foi executado utilizando valores de vazões para um ano representativo do período de 2010-2039 e para um ano representativo do período de 2040-2069.

7.2.1. Ano médio representativo para o período de 2010-2039

As vazões utilizadas para representar um ano médio, para o período de 2010 a 2039, foram obtidas diminuindo, em 4,98%, as vazões utilizadas para representar um ano médio no cenário atual. A Tabela 7.13 mostra as vazões médias utilizadas para cada mês do ano.

Tabela 7.13 – Vazões representativas de um ano médio no cenário futuro (2010-2039).

(continua)	
Mês	Vazões (m ³ /s)
Set	1,366305649
Out	0,40997984
Nov	0,266446684
Dez	0,487321687
Jan	0,801212937
Fev	0,828956808
Mar	0,941647594
Abr	1,374475428

(conclusão)	
Mês	Vazões (m ³ /s)
Mai	2,038906122
Jun	5,650998686
Jul	4,129495405
Ago	2,397890788

Mesmo com a diminuição na disponibilidade hídrica, simulada para este cenário, a solução do sub-modelo1 apresentou alocações para os usuários iguais aos seus valores outorgados. Portanto, até 2039, não se teria problema com relação à disponibilidade hídrica. Mesmo acrescentando a restrição de demanda ecológica, o resultado se mantém. Destacando que essa conclusão é obtida mantendo-se todas as outras variáveis constantes, inclusive, as quantidades de água outorgadas aos usuários. Ou seja, a demanda é a do presente. Esta situação estuda então os valores econômicos da água para a configuração de usuários atuais diante de diferentes ofertas hídricas futura.

Ao serem adicionadas as restrições de qualidade, a solução do modelo completo apresentou uma diminuição nas quantidades alocadas, e, conseqüentemente, nos benefícios líquidos dos usuários, conforme pode ser observado na Tabela 7.14.

Tabela 7.14 – Redução do benefício líquido dos usuários para um cenário futuro (2010-2039).

Usuários	Alocação (m ³ /ano)	Redução do benefício líquido (R\$/ano)
Pitú	435.456	0
Irrigantes	1.018.656	10.000
Compesa	25.811.136	4.801.000

Com base nas informações da Tabela 7.14, pode-se concluir que o custo, para os usuários diretos, para melhorar a qualidade da água do reservatório, no futuro, é de R\$ 4.811.000,00. A Figura 7.15 compara esse custo entre os cenários atual (ano médio) e futuro.

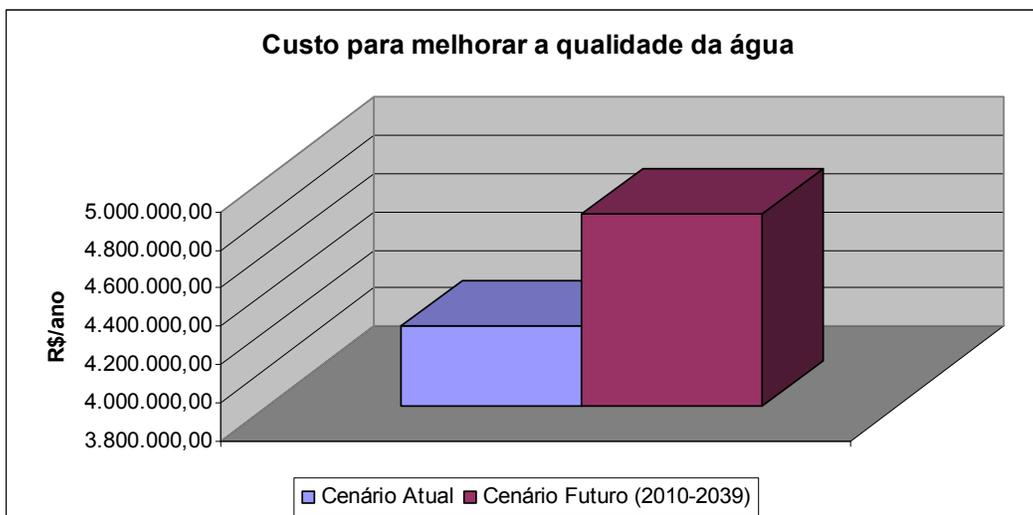


Figura 7.15 - Custo para melhorar a qualidade da água para os cenários atual e futuro (2010-2039).

A diferença entre os custos é de R\$ 592.307,50. O aumento do custo para o cenário futuro é explicado, basicamente, por conta da menor disponibilidade hídrica, decorrente das novas condições climáticas consideradas. Com uma menor oferta hídrica, a quantidade alocada aos usuários é menor para manter o volume do reservatório em um nível que permita que as restrições de qualidade sejam atendidas. Conforme exposto anteriormente, as restrições de qualidade consistem em um limite máximo para a concentração de fósforo do reservatório, então, para que as mesmas sejam atendidas é necessário que o volume do reservatório fique em um nível que faça com que a concentração de fósforo fique abaixo do limite estabelecido.

A Figura 7.16 mostra os volumes do reservatório, após as alocações do modelo completo, no cenário atual e no cenário futuro (2010-2039), não apresentando grandes diferenças entre os cenários.

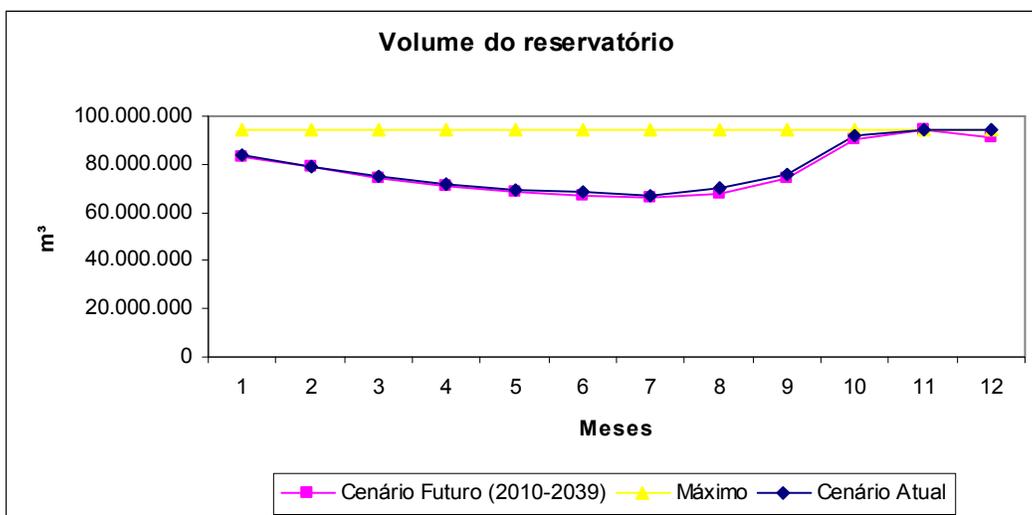


Figura 7.16 - Volume do reservatório nos cenários atual e futuro (2010-2039).

7.2.2. Ano médio representativo para o período de 2040-2069

As vazões utilizadas para representar um ano médio, para o período de 2040 a 2069, foram obtidas diminuindo, em 14,28%, as vazões utilizadas para representar um ano médio no cenário atual. A Tabela 7.15 mostra as vazões médias utilizadas para cada mês do ano.

Tabela 7.15 – Vazões representativas de um ano médio no cenário futuro (2040-2069).

Mês	Vazões (m³/s)
Set	1,23283916
Out	0,369931283
Nov	0,24041905
Dez	0,439718052
Jan	0,722947084
Fev	0,747980817
Mar	0,849663493
Abr	1,240210881
Mai	1,839737187
Jun	5,098985341
Jul	3,726108907
Ago	2,16365472

Para este cenário, em que se tem uma maior redução na oferta hídrica, a quantidade alocada pelo sub-modelo1 não é mais igual a quantidade outorgada. Isso significa que, a disponibilidade hídrica passa a ser um problema, ou seja, não tem como alocar as quantidades outorgadas aos usuários e atender a restrição de sustentabilidade hídrica simultaneamente. A diferença entre a quantidade alocada e a outorgada é muito pequena, resultando em uma redução dos benefícios líquidos dos usuários de apenas R\$ 22.757,27 por ano.

Ao se acrescentar as restrições de qualidade e executar o modelo completo as quantidades alocadas diminuem bastante, como pode ser observado na Tabela 7.16.

Tabela 7.16 – Alocações do sub-modelo1 e do modelo completo para o cenário futuro (2040-2069).

Usuários	Alocação (m ³ /ano)	
	Sub-modelo1	Modelo completo
Pitú	435.456	435.456
Irigantes	1.078.272	979.776
Compesa	39.302.496	18.545.760

A queda dos benefícios em função dessa redução também é grande, algo em torno de R\$ 9.310.934,03, se comparada com os benefícios resultantes da alocação do sub-modelo1 e R\$ 9.333.691,30, se comparada aos benefícios obtidos com uma alocação igual a quantidade de água outorgada.

As Figuras apresentadas a seguir comparam os resultados do modelo completo, para o cenário atual e os dois cenários futuros, com relação às alocações, aos benefícios líquidos e aos custos imputados aos usuários para a melhora da qualidade da água do reservatório.

As Figuras 7.17, 7.18 e 7.19 ilustram as alocações anuais para cada um dos usuários considerados no modelo.

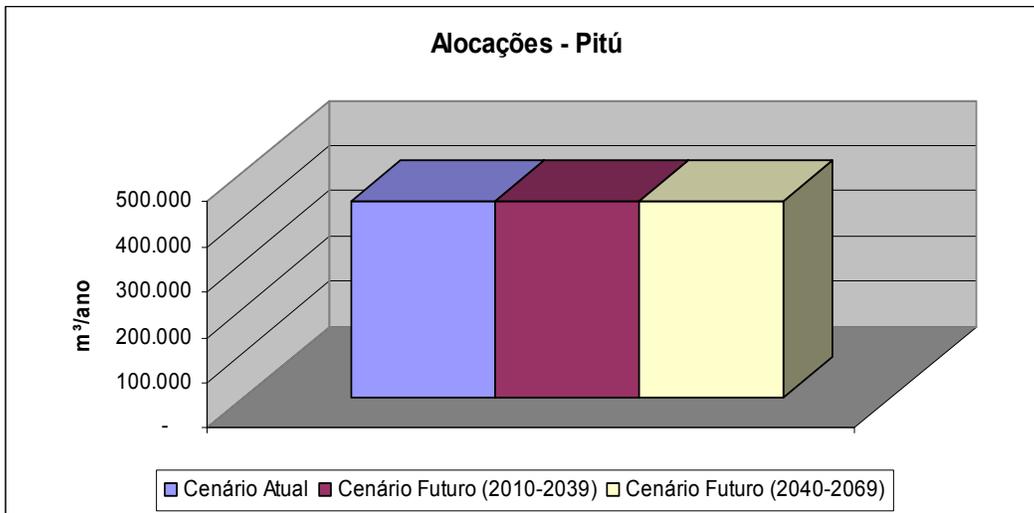


Figura 7.17 - Alocações Pitú para o cenário atual e os cenários futuros.

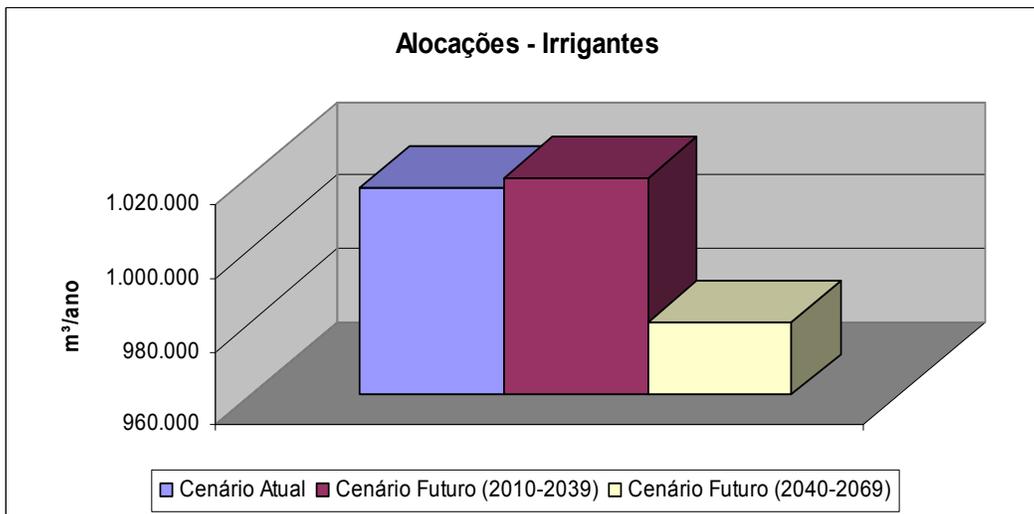


Figura 7.18 - Alocações Irrigantes para o cenário atual e os cenários futuros.

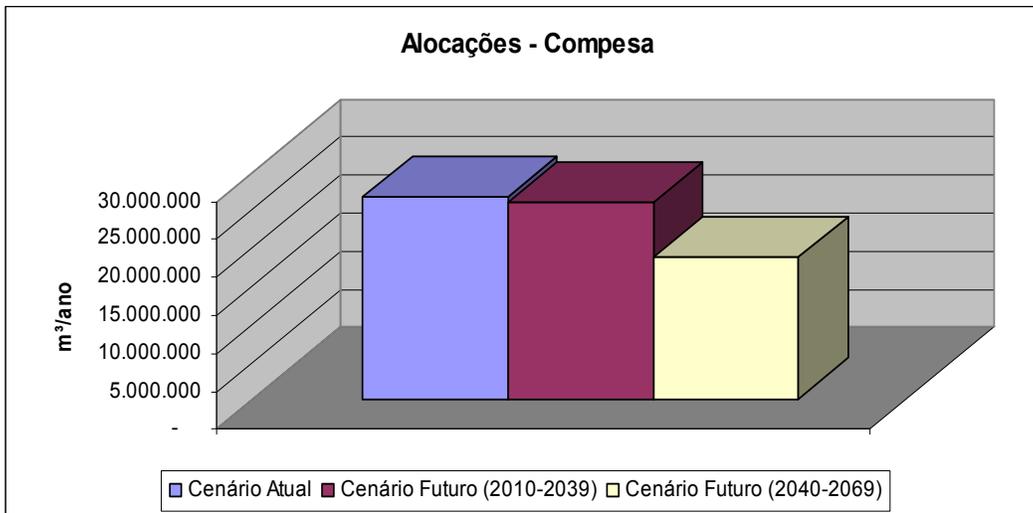


Figura 7.19 - Alocações Compesa para o cenário atual e os cenários futuros.

A partir das três Figuras apresentadas anteriormente, observa-se que a indústria Pitú em nenhum dos cenários tem uma quantidade de água alocada menor do que a quantidade outorgada. Para os irrigantes, a quantidade alocada é praticamente a mesma para os cenários atual e o futuro (2010- 2039), reduzindo para o cenário futuro referente ao período de 2040 a 2069. Com relação a Compesa, as quantidades alocadas vão diminuindo do cenário atual até o cenário futuro correspondente ao período de 2040 a 2069.

A Figura 7.20 ilustra os benefícios líquidos anuais agregados dos usuários em cada cenário.

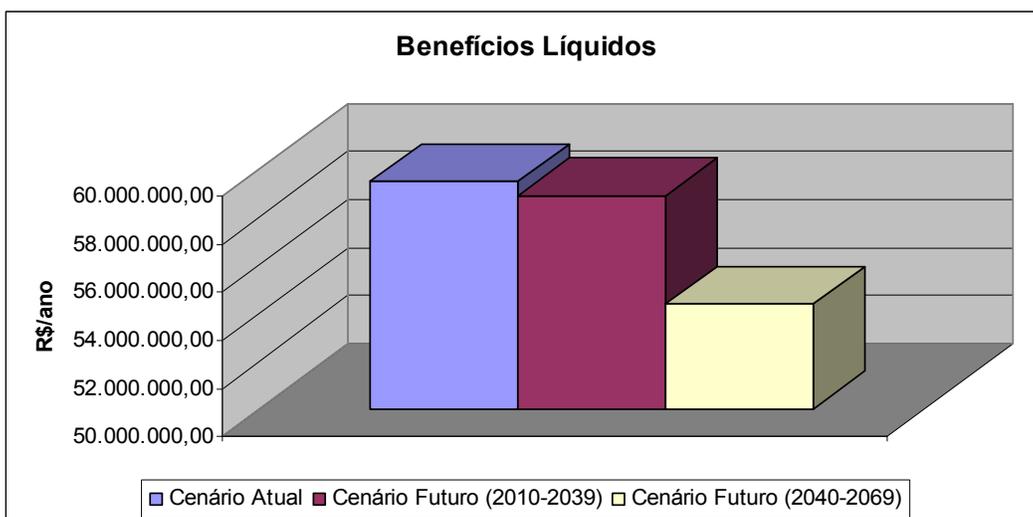


Figura 7.20 - Benefícios líquidos anuais dos usuários para o cenário atual e os cenários futuros.

Analisando a Figura 7.20, percebe-se uma redução dos benefícios nos cenários futuros, em consequência das menores alocações de água aos usuários nesses cenários.

A Figura 7.21 ilustra os custos imputados aos usuários para a melhora da qualidade da água do reservatório. Estes custos são mensurados pela diferença dos benefícios líquidos obtidos pelas soluções do modelo completo e do sub-modelo1.

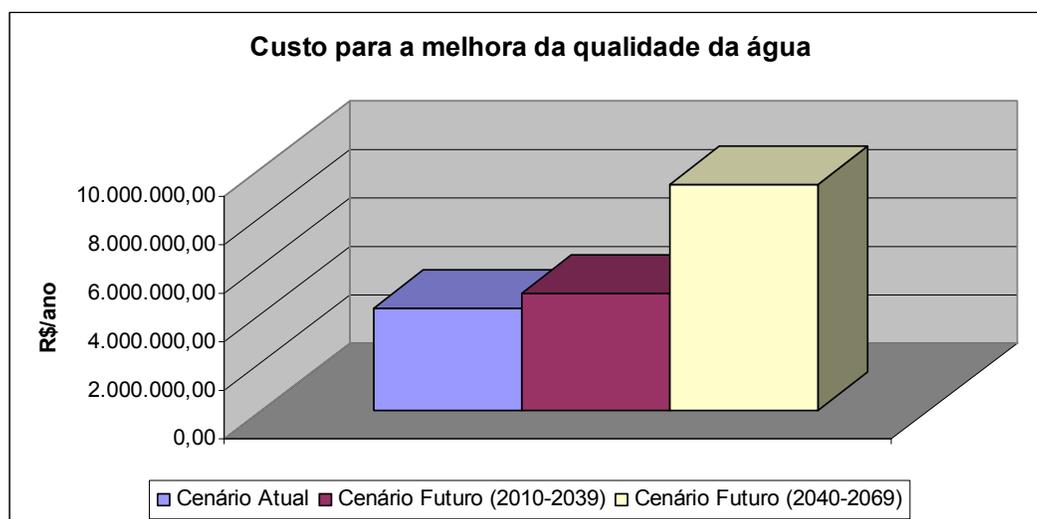


Figura 7.21 - Custos anuais imputado aos usuários, para a melhora da qualidade da água do reservatório, no cenário atual e nos cenários futuros.

Como se pode observar na Figura 7.21, os custos que deverão ser internalizados pelos usuários diretos devem ser maiores em condições climáticas futuras. Ocorre que a disponibilidade hídrica, de acordo com as projeções futuras deve diminuir ao longo do tempo, o que deve dificultar a gestão do reservatório para atendimento aos usos. Assim, com menos água no reservatório é preciso alocar menos água aos usuários para que a concentração de fósforo no reservatório esteja dentro do limite estabelecido.

Ainda comparando os resultados obtidos pelo modelo nos diferentes cenários foram estimados os benefícios médios ou valores econômicos da água para cada um dos usuários. As Figuras 7.22, 7.23, 7.24 apresentam os valores econômicos da água para os usuários, nos três cenários, calculados dividindo-se os benefícios econômicos obtidos pela quantidade de água alocada para cada usuário.

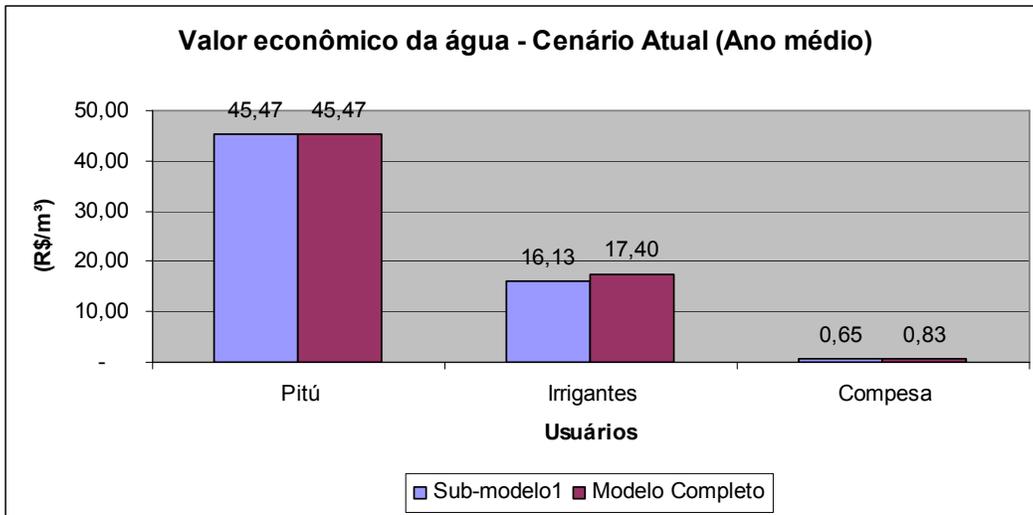


Figura 7.22 – Valor econômico da água para os usuários no cenário atual.

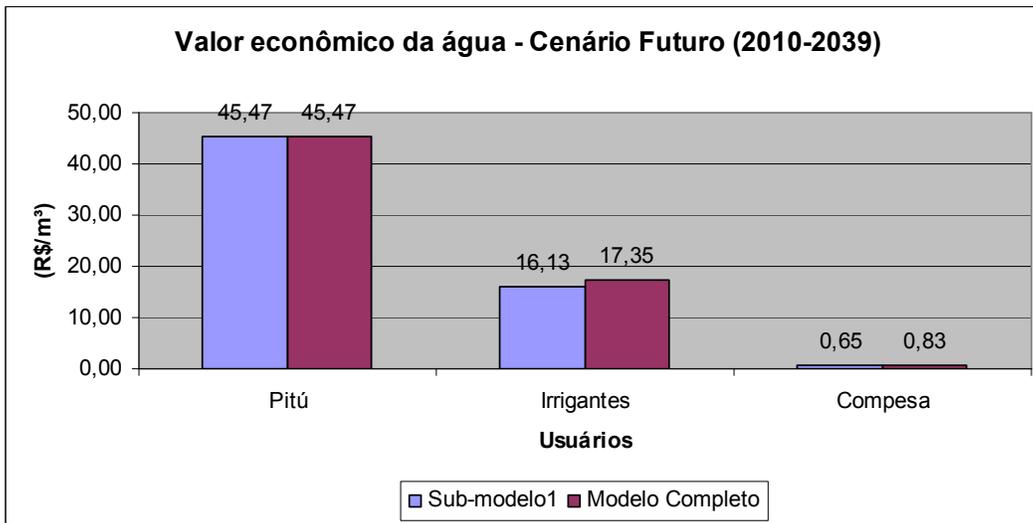


Figura 7.23 – Valor econômico da água para os usuários no cenário futuro (2010-2039).

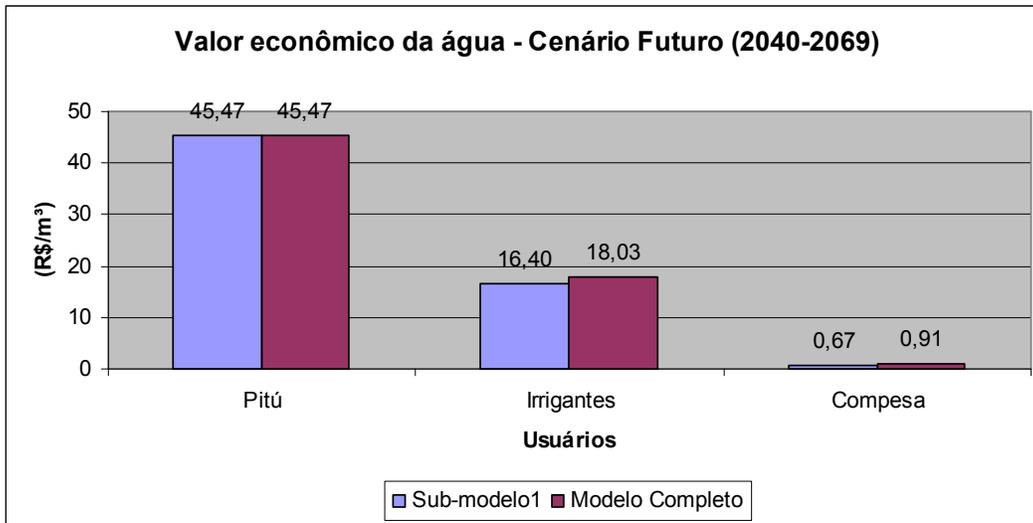


Figura 7.24 – Valor econômico da água para os usuários no cenário futuro (2040-2069).

Analisando as Figuras 7.22, 7.23 e 7.24 pode-se tirar algumas conclusões. Primeiro, os benefícios médios são diferentes entre os usuários. Por exemplo, para o cenário atual, na solução do modelo completo, o valor econômico atribuído a água pela Pitú é de R\$ 45,47 por m³, enquanto que os valores atribuídos pelos irrigantes e pela Compesa são de, respectivamente, R\$ 17,35 e R\$ 0,83 por m³. Isso pode ser explicado pelo fato do valor da água tender a ser menor em usuários com maior disponibilidade de água que seria o caso da Compesa. Pode-se observar também que o valor econômico da água é maior nas soluções do modelo completo do que no sub-modelo1, ou seja, ao serem acrescentadas as restrições de qualidade ao sub-modelo1 o valor da água para os usuários passa a ser maior. Esse aumento é explicado, basicamente, pela diminuição da quantidade de água alocada aos usuários, o que aumenta o valor econômico atribuído a ela. A exceção é a indústria Pitú que atribui a água sempre o mesmo valor, porque nas soluções de ambos os modelos a sua quantidade alocada é sempre a mesma. Por último, comparando os valores econômicos da água no cenário atual e no cenário futuro (2040-2069) percebe-se que o mesmo aumenta no futuro, uma vez que a tendência é haver uma diminuição da disponibilidade hídrica, e conseqüentemente uma redução na quantidade de água alocada aos usuários.

8. CONCLUSÕES

O presente estudo avaliou os impactos econômicos para os diversos usuários da bacia do rio Tapacurá sob diferentes restrições hidrológicas e institucionais (relativas à qualidade da água), considerando diferentes cenários que representam as condições climáticas que levam a ofertas hídricas atuais e futuras. Para isso foi desenvolvido em GAMS um modelo econômico-hidrológico integrado que determinou alocações econômicas ótima de água para os usuários dessa bacia considerando as tais restrições e, através das comparações dessas soluções, foi possível mensurar os impactos econômicos sobre os usuários devido às diferenças existentes entre os cenários.

Resultados como esse, bem como outros que podem ser obtidos através da plataforma de otimização ora construída (preços-sombra, custos de oportunidade, etc.), revestem-se de grande importância para o apoio a decisão na gestão da bacia do rio Tapacurá.

As conclusões derivadas das análises e apreciações elaboradas ao longo do estudo são destacadas a seguir.

No caso do cenário atual, em que são representadas as condições climáticas atuais, a solução do sub-modelo1, sem restrições de qualidade, para um ano considerado médio, ou seja, com níveis hidrológicos considerados normais, apresentou uma alocação econômica ótima igual a quantidade de água outorgada aos usuários atualmente. Esse resultado indica que, nessas condições, a questão da disponibilidade hídrica não é um problema. No entanto, ao serem adicionadas ao modelo as restrições de qualidade houve uma redução de 33,65% na quantidade total da água alocada aos usuários, resultando em uma diminuição do benefício econômico para esses usuários de R\$ 4.219.000,00 por ano, valor este que representa o custo internalizado pelos usuários diretos para que o problema da qualidade da água do reservatório não ocorresse no cenário atual para um ano médio.

Ainda para um ano médio no cenário atual, foi adicionada ao modelo completo uma restrição de demanda ecológica, estabelecendo um valor mínimo de água que deveria ser liberado pelo reservatório para a manutenção das condições ambientais do rio no trecho a jusante do barramento. Com essa restrição, têm-se uma redução no benefício dos usuários de mais R\$ 2.707.382,90 por ano.

Outra situação simulada, para o cenário atual, foi a aplicação do modelo de otimização utilizando dados de vazões representativas de um ano crítico. Nesse caso, a solução do modelo completo apresentou reduções drásticas nas quantidades de água alocadas aos usuários se comparadas com as quantidades outorgadas, resultando em uma redução dos benefícios dos usuários no valor de R\$ 24.212.237,70 por ano. Dessa redução, R\$ 19.968.376,70 é referente ao atendimento a restrição de sustentabilidade hídrica, que garante que o volume do reservatório ao final do último mês do ano simulado seja maior ou igual ao mês inicial, enquanto que R\$ 4.243.861,00 são decorrentes do atendimento às restrições de qualidade.

O modelo também foi estendido e aplicado para um período de 3 anos, sendo o primeiro ano crítico e os outros médios, o objetivo era saber se, caso houvesse a possibilidade de se fazer um gerenciamento da água interanual, o modelo conseguiria alocar uma quantidade de água igual a outorgada para os usuários mesmo com um ano crítico. O sub-modelo1 conseguiu alocar a quantidade de água requisitada pelos usuários e manter o reservatório no último mês desses três anos com volume igual ou superior ao volume do primeiro mês da simulação.

Ainda considerando o período de três anos, foram acrescentadas ao sub-modelo1 as restrições de qualidade, resultando, como esperado, em uma diminuição das quantidades alocadas e, conseqüentemente, em uma redução dos benefícios de R\$ 16.459.000,00 para todo o período, ou seja, uma média de R\$ 5.486.333,00 por ano. Importante destacar que esta redução é, exclusivamente, devido ao atendimento das restrições de qualidade.

Após as simulações para um cenário atual partiu-se para executar o modelo para um cenário futuro, considerando mudanças climáticas e as variações nas vazões resultantes, apresentadas por Montenegro & Ragab (2012). Nesse caso, o modelo foi aplicado em duas situações: utilizando dados de um ano representativo do período de 2010-2039 e do período de 2040-2069.

Para o primeiro período (2010-2039), a solução do sub-modelo1, mesmo com a diminuição na disponibilidade hídrica, apresentou alocações para os usuários iguais aos seus valores outorgados. Isso indica que até 2039 a questão da disponibilidade hídrica não seria problema, desde que todas as outras variáveis se mantenham constantes.

Entretanto, ao ser executado o modelo completo, com as restrições de qualidade, tem-se uma redução dos benefícios no montante de R\$ 4.811.000,00 por ano.

Para o período de 2040 a 2069 percebe-se que a disponibilidade hídrica passa a ser um problema, ou seja, não tem como alocar as quantidades outorgadas aos usuários e atender a restrição de sustentabilidade hídrica simultaneamente. Contudo, a diferença entre a quantidade alocada e a outorgada é muito pequena, resultando em uma redução dos benefícios líquidos dos usuários de apenas R\$ 22.757,27 por ano. No entanto, ao serem adicionadas as restrições de qualidade essa redução passa a ser de R\$ 9.310.934,03.

Comparando os resultados obtidos em cada um dos cenários, pode-se concluir que os custos internalizados pelos usuários diretos para resolver o problema da qualidade da água do reservatório de Tapacurá são maiores para os cenários futuros do que para o cenário atual, em consequência das menores alocações de água aos usuários no futuro, quando são respeitadas as restrições de quantidade e qualidade da água.

Através da modelagem obtida e apresentada, pode-se não só incorporar novos cenários de oferta hídrica e diferentes requerimentos institucionais, como também obter outros resultados da otimização, tais como preço-sombra e custos de oportunidade.

Importante destacar que não foi considerado no modelo de otimização o valor econômico obtido pelos usuários que utilizam a água captada pela COMPESA. Pretende-se, em trabalhos futuros, estimar esses valores e incorporá-los ao modelo. Ao serem considerados no modelo, esses valores aumentarão os benefícios econômicos do uso de abastecimento humano.

Como continuidade da pesquisa ainda, pretende-se simular cenários futuros, não só alterando a questão da oferta hídrica e sim diferentes configurações de demanda. Seja pelo aumento da população ou das indústrias na região, e/ou mudanças no uso e ocupação do solo.

9. REFERÊNCIAS

Allan, T. IWRM/IRWAM: a new sanctioned discourse? Occasional Paper 50. SOAS Water Issues Study Group. School of Oriental and African Studies/Kings College London. University of London, 2003.

Azevedo, L. G. T.; Porto, R. L. L. e Zahed Filho, K. “Modelos de Simulação e de Rede de Fluxo”. In: Porto, R.L.L. (Organizador). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Editora da UFRGS/ABRH, Porto Alegre, Brasil, 165-237, 2002.

Braat, L.C., Lierop, W.F.J. Integrated economic-ecological modeling. In: Braat, L.C., Lierop, W.F.J. (Eds.), *Integrated Economic Ecological Modeling*. North- Holland, Amsterdam, pp. 49–67, 1987.

Braga, R. A. P., Montenegro, S. M. G., CABRAL, Jaime J. S. P., Azevedo, J. R. G. “Usos da terra e suas implicações sobre o reservatório da barragem na bacia do rio Tapacurá In: *Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo*”, Editora Recife, UFRPE, 2, p. 361-399, Recife – PE, 2010.

Booker, J.F. Hydrologic and economic-impacts of drought under alternative policy responses. *Water Resources Bulletin* 31 (5), 889–906, 1985.

Cai, X., McKinney, D., and Lasdon, L. A. “Piece-by-piece approach to solving large non linear water resources management models.” *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 127_6_, 363–368, 2001.

Cai, X.M., McKinney, D.C., Lasdon, L.S. Integrated hydrologic–agronomic– economic model for river basin management. *Journal of Water Resources Planning and Management – ASCE* 129 (1), 4–17, 2003.

Cai, X., Ringler, C., and Rosegrant, M. “Modeling water resources management at the basin level: Methodology and application to the Maipo River Basin.” *Research Rep. No. 149*, Int. Food Policy Research Institute, Washington, D.C, 2006.

Cai, X., C. Ringler and J.Y. You. Substitution between Water and other Agricultural Inputs: Implications for Water Conservation in a River Basin Context. *Ecological Economics* 66(1):38-50, 2008.

Cap-net. *Integrated Water Resources Management for River Basin Organisations. Training Manual*, 2008.

Carrera-Fernandez, J. e Ferreira, P. M. Otimização dos recursos hídricos ao nível de bacia hidrográfica: um estudo de caso para a bacia do rio formoso, na Bahia. XXXI Encontro Nacional de Economia da ANPEC, Porto Seguro, Bahia, 2003.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Guia Técnico Ambiental de Abate (Bovino e Suíno) – Série P + L. São Paulo, 2006.

Dalhuisen, J. M., R. J. G. M. Florax, H. L. F. de Groot, and P. Nijkamp, Price and income elasticities of residential water demand: Why empirical estimates differ, Tinbergen discussion paper, Tinbergen Institute, Amsterdam, 2001.

Denys, E. ; Braga, C. F. C. ; Martins, E. S. ; Mediondo, E. M. ; Marques, G. F. ; MORAES, Márcia Maria Guedes Alcoforado de ; Freitas, M. ; Freitas, P.. Resultados da análise de estratégias de alocação de água e impactos econômicos nas Bacias dos rios Jaguaribe e Piranhas-Açu no contexto de mudanças climáticas. 2012.

Diaz, G.E.; Brown, T.C. Aquarius: an object-oriented model for efficient allocation of water in river basins. In: Warwick, J.J. (Eds.), Symposium Water Resources Education, Training, and Practice: Opportunities for the Next Century, June 29–July 3, 1997, Keystone, CO., pp. 835–844.

Dinar, A.; Rosegrant, M.W.; Meinzen-Dick, R. Water allocation mechanisms – principles and examples. Washington: World Bank. 1997.

Draper, A. J.; Jenkins, M. W.; Kirby, K. W.; Lund, J. R. e Howitt, R.E. “Economic-Engineering Optimization for California Water Management”. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129 (3), 155-164, 2003.

Duarte, A. S.; Silva, E. F. F.; Rolim, M. M.; Ferreira, R. F. A. L.; Malheiros, S. M. M.; Albuquerque, F. S. Uso de diferentes doses de manipueira na cultura da alface em substituição à adubação mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.16, n.3, p.262–267, 2012

Farias, M. M. M. W. E. C.; Belfort, C. F. N. L. A. L.; Barbosa, I. M. B. R.; Carvalho V. S. Vulnerabilidade à eutrofização de reservatórios a partir da estimativa de cargas poluentes. IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica, Belém – PA, 2009.

FUNASA. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 pg.

Gisser M., A. Mercado. “Integration of the agricultural demand function for water and the hydrologic model of the Pecos basin”, *Water Resources Research*, 8 (6), pp. 1373-1384, 1972.

Gunkel, G.; Rueter, K.; Casallas, J.; Sobral, M. do C. Estudos da limnologia do reservatório de Tapacurá em Pernambuco: problemas da gestão de reservatórios no semi-árido Brasileiro. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba, Brasil, 2003.

Harou, J. J.; Pulido-Velazquez, M.; Rosenberg, D. E.; Medellin-Azuara, J.; Lund, J. R.; Howitt, R. E. Hydro-economic models: Concepts, design, applications and future prospects. *Journal of Hydrology*. 375:627-643, 2009.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico Brasileiro, 2010.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Texto para Discussão 1084 - Demanda por Água e Custo de Controle da Poluição Hídrica nas Indústrias da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Rio de Janeiro, 2005.

Kelman, J.; Kelman, R. Alocação de água para produção econômica em região semi-árida. In: Magrini, A.; Santos, M.A. (Ed.). *Gestão ambiental de bacias hidrográficas*. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais. cap. 4, p. 125-143, 2001.

Lamparelli, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia, 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004

Letcher, R. A., Croke, B. F. W., and Jakeman, A. J. "Integrated assessment modelling for water resource allocation and management: A generalised conceptual framework." *Environmental Modelling & Software*, 22(5), 733-742, 2007.

Lopes, A. V.; Freitas M. A. S. A alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras. *Revista de Gestão de Água da America Latina – REGA*, vol. 4, n.1, p. 5-28, 2007.

Loucks, D. P. Quantifying trends in system sustainability. *Hydrological Sciences Journal*, v.42, n.4, p. 513-530, 1997.

Loucks D. P. and van Beek, E. "Water Resources Systems Planning and Management." United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France, 2005.

Maass, A., M. Hufschmidt, R. Dorfman, H. Thomas, S. Marglin, and Fair, G. *Design of Water-Resources Systems*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1962.

McKinney, C. D.; Cai, X.; Rosegrant, M. W.; Ringler, C., and Scott, C. A. "Integrated basin-scale water resources management modeling: Review and future directions." SWIM Research Record No.6, Int. Water Management Institute Colombo, Sri Lanka, 1999.

Mendes, C. A. B.; Cirilo, J. A. *Geoprocessamento em Recursos Hídricos – Princípios, Integração e Aplicação*. Porto Alegre: ABRH, 2001. 536 p.

Montenegro, A.; Ragab, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. *Hydrological Processes*, 24, 2705-2723, 2012.

Moraes, M. M. G. A. Modelo Econômico-Hidrológico Integrado para Alocação Ótima de Água em Diferentes Usos e Vinhoto em Áreas Plantadas de Cana na Bacia do Rio Pirapama, Tese de doutoramento, UFPE, Julho de 2003.

Moraes, M. M. G. A.; Sampaio, Y.; Cirilo, J. A. Integração Dos Componentes Econômico e Hidrológico na Modelagem de Alocação Ótima de Água para Apoio a Gestão de Recursos Hídricos: Uma Aplicação na Bacia do Pirapama. *Economia (Campinas)*, revista Economia, v. 7, n.2, p. 331-364, 2006.

Moraes, M. M. G. A.; Cai, X.; Ringler, C.; Albuquerque Filho, B. E. M.; Rocha, S. P. V.; Amorim Filho, C. A. G.. Joint Water Quantity-Quality Management in a Biofuel Production Area - An Integrated Economic-Hydrologic Modeling Analysis. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 136, p. 502-511, 2010.

Moreira, R.M.; Kelman, J. Alocação de recursos hídricos baseada no custo de oportunidade dos usuários. In: Freitas, M.A.V. (Org.). O estado das águas no Brasil : 2001-2002. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2003.

Moura, A. E. S. S.; Montenegro, S. M. G. L.; Montenegro, A. A. A.; Oliveira, L. M. M. O.; Moura, G. S. S.; Santos, P. T. S.; Almeida, A; M. P. Avaliação da precipitação interna em diferentes períodos na bacia do rio Tapacurá. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió - AL, 2011.

Noel, J.E. and Howitt, R.E. Conjunctive multibasin management: an optimal control approach. *Water Resources Research*, 18(4): 753-763, 1982.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. Estimativa das vazões para atividades de uso consuntivo da água nas principais bacias do Sistema Interligado Nacional – SIN. Brasília: ONS; FAHMA-DREER, ANA; ANEEL; MME, 2003.

Plano Hidroambiental da bacia do rio Capibaribe. Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco. Recife-PE, 2010.

Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco (PBHSF) ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. Subprojeto 4.5C – Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco -PBHSF (2004-2013).

Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A. Economic optimization of conjunctive use of surface water and groundwater at the basin scale. *Journal of Water Resources Planning and Management* 132 (6), 454–467, 2006.

Ringler, C. Optimal Water Allocation in the Mekong River Basin, Discussions Papers on Development Policy; ZEF - Zentrum für Entwicklungsforschung - Universität Bonn; Number 38; Bonn, May 2001.

Ringler, C., von Braun, J., Rosegrant, M.W. Water policy analysis for the Mekong River Basin. *Water International* 29 (1), 30–42, 2004.

Rosegrant, M. W; Cai, X.; Ringler, C.; Keller, A.; Donoso, G.; Mckinney, D.C., Report for the Inter-American Development Bank on integrated economic-hydrologic water modeling at the basin scale: The Maipo river basin in Chile, relatório técnico, IFPRI, Washington, D.C., 1999.

Rosegrant, M.W., Ringler, C., McKinney, D.C., Cai, X., Keller, A., Donoso, G. Integrated economic–hydrologic water modeling at the basin scale: the Maipo river basin. *Agricultural Economics* 24 (1), 33–46, 2000.

Salas, H. J.; Martino, P. A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes. *Wat. Res.* 25(3): 341-350, 1991.

Scheierling S., Loomis, J. and Young R. Irrigation water demand: A meta-analysis of price elasticities, *Water Resources Research*, 42 W01411, 2006.

Silva, R. M., Análise da perda de solos na bacia do rio Tapacurá mediante previsão climática e modelos de erosão. Tese de doutoramento, UFPE, Dezembro de 2010.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 2008.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 2010.

SNE -Sociedade Nordestina de Ecológica. A poluição do rio Tapacurá – Conseqüências e alternativas. Recife, 2006.

Souza, R. C. R. Introdução. In: Identificação e Contagem e Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Interciência, Rio de Janeiro. Pp. 1-4, 2006.

Thomann, R. V.; Mueller, J. A. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper Collins Publishers, 1987.

Thomas, J. M.; Callan, S. J. Economia ambiental: fundamentos, políticas e aplicações. São Paulo: Cengage Learning, 2009.

UNCED – United Nations Conference on Enviroment and Development. Agenda 21, Chapter 18. Final advanced version. 1998.

Vollenweider R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33, 53–83, 1976.

Von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 1996. v. 1.

Ward, F. A., and T. P. Lynch, Integrated river basin optimization: Modeling economic and hydrologic interdependence, *Water Resour. Bull.*, 32, 1127-1138, 1996.

Wurbs, R. A. “Reservoir-System Simulation and Optimization Models.” *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(4), 455-472, 1996.